



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**



Tese de Doutorado

Fábio Brandão Britto

**MONITORAMENTO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
AGROTÓXICOS EM CORPOS HÍDRICOS NO BAIXO SÃO
FRANCISCO SERGIPANO**

São Cristóvão, Sergipe

2015



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**



Fábio Brandão Britto

**MONITORAMENTO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
AGROTÓXICOS EM CORPOS HÍDRICOS NO BAIXO SÃO
FRANCISCO SERGIPANO**

Tese submentida ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente à Universidade Federal de Sergipe, como requisito para obtenção do grau de **Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente**.

Orientador: Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto

SÃO CRISTÓVÃO

2015

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

Britto, Fábio Brandão
B862m Monitoramento e modelagem da qualidade da água e
agrotóxicos em corpos hídricos no baixo São Francisco sergipano.
/ Fábio Brandão Britto ; orientador Antenor de Oliveira Aguiar
Netto. – São Cristóvão, 2015.
165 f. : il.

Tese (doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) –
Universidade Federal de Sergipe, 2015.

1. Meio ambiente. 2. Controle da qualidade da água. 3. Água -
Qualidade. 4. Produtos químicos agrícolas. 5. Hidrologia. I. Aguiar
Netto, Antenor de Oliveira, orient. II. Título.

CDU 502.51:543.3



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE



FABIO BRANDÃO BRITTO

MONITORAMENTO E MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
AGROTÓXICOS EM CORPOS HÍDRICOS NO BAIXO SÃO
FRANCISCO SERGIPANO

Tese apresentada como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor, no Programa de
Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio
Ambiente da Universidade Federal de Sergipe.

Aprovado em 9 de novembro de 2015

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Antenor Oliveira de Aguiar Netto
Universidade Federal de Sergipe
Orientador/Presidente/PRODEMA-UFS

Prof. Dra. Raquel Franco de Souza
Universidade Federal do Rio Grand do Norte
Examinador/UFRN

Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia
Universidade Federal de Sergipe
Examinador/UFS

Prof. Dr. Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas
Universidade Federal de Sergipe
Examinador/UFS

Prof. Dr. Inajá Francisco de Sousa
Universidade Federal de Sergipe
Examinador PRODEMA/UFS

Dedico este trabalho à
minha mãe Solange Brandão
Britto (in memória), minha
Esposa Gílsia Fabiane
Oliveira Morais, meus Filhos
e Irmãos (Luciano e Marcos)
e Tia Ester e Maria Clarete e
toda minha Família

Agradecimentos

Este trabalho não é resultado apenas de um esforço individual. Ele nasce de significativas contribuições que pude aprimorar durante a trajetória acadêmica construído ao lado de pessoas maravilhosas. Dessa forma, dedico algumas palavras àqueles que dela fazem parte direta ou indiretamente na construção deste sonho realizado:

Ao Prof. Dr. Antenor de Oliveira Aguiar Netto, pela orientação, participação, atenção e apoio em todas as fases deste trabalho.

À Coordenação do Prodema nas pessoas da Profa. Dra. Maria José Soares Nascimento.

Aos Professores Antonio Vital Menezes de Souza, Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas, Carlos Alexandre Borges Garcia, Clayton Moura de Carvalho, Gregório Guirado Faccioli, Neylor Alves Calasans Rego, Inajá Francisco de Souza, pela contribuição em diferentes fases deste trabalho.

Aos professor Carlos Alexandre Borges Garcia, que por meio do Laboratório de Química de Água forneceu os resultados das análises de campo.

Aos Professores Doutores Anderson Nascimento do Vasco e Marinoé Gonzaga da Silva, do Instituto Federal de Sergipe, pela paciência, colaboração e dedicação nos trabalhos de pesquisa.

À Bolsita do CNPQ Thassio Monteiro M. da Silva que cooperou e contribuiu para a realização deste trabalho.

Aos parceiros do SERGIPETEC, Thadeu Ismerim Silva Santos, Ricardo Rogério da Silva Santos, José Avelange Santos, que estiveram presentes nas viagens de campo, colaborando para a pesquisa.

Aos colegas Thiago Carvalho, Edson Leal Menezes Neto, Ricardo Castillo Salazar, Samuel Barreto, Neuma Rubia F. Santana, Carlos Prata e demais colegas do Prodema que contribuíram de forma direta ou indireta na realização deste trabalho.

Aos amigos: Aroldo Hitoshi Otsuka, Marcio Ernane Santos, Ricardo Rotmam pela amizade e incentivo.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia nas pessoas da Coordenação de Segurança do Trabalho e Diretor do Campus Aracaju Elber Ribeiro Gama e ao ex-Pro-reitor Marco Arlindo Amorim de Melo Nery, pelo apoio em muitas fases deste trabalho.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (ITPS) através do Laboratório Químico de Água nas pessoas Simone Lessa Marques e Cláudia de Araujo Xavier, pela colaboração e presteza no fornecimento dos dados de água.

A Superintendencia de Recursos Hídrico (SRH) nas pessoas Ana Paula Ávila, Renilda e Sergio pelo fornecimento dos dados da estação meteorológica Aracaju.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de doutorado sanduíche.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

A importância de estudos de monitoramento em áreas com ações antrópicas, tem colaborado para diagnosticar os impactos ambientais das regiões com mananciais, buscando indicadores que demonstrem de forma simplificada as causas da degradação das áreas de usos múltiplos. Não seria diferente neste estudo, em que Sergipe possui diversos Perímetros Irrigados nas margens dos rios. Para isso, foi definido o estudo na área de várzeas inundáveis no rio Betume e sequeiro no perímetro irrigado Califórnia. Durante o período de março de 2013 a dezembro de 2014 foram realizadas 34 campanhas de monitoramento. Foram analisados os parâmetros físico-químicos e constatado valores de turbidez, clorofila-a, OD, DBO e coliformes termotolerantes, tanto no período seco como chuvoso, fora do limite estabelecido pelo CONAMA/2005, classe 2. Além dos mananciais acima estudados, outros foram anexados ao estudo, entre eles: rio Jacaré, rio Santo Antônio, rio Pilões, rio Papagaio, rio Capivara e Barragem do Jacaré-Curituba. Para Índice de Qualidade da Água (IQA), revelou uma tendência de 54% do comprometimento da qualidade da água destes rios, em virtude dos efluentes doméstico. Para o Índice Estado Trófico (IET), o comprometimento atingiu 82% para qualidade da água, através da eutrofização dos mananciais. Além disso, por meio da análise multivariada do tipo agrupamento, pode demonstrar a relação de associação entre os parâmetros físico-químicos. Esta associação ocorreu para o rio Betume com o rio Santo Antônio, rio Pilões e rio São Francisco. Da mesma forma, durante o período seco, ocorreu no riacho da Onça com Drenagem do Betume; no rio Santo Antônio com rio Pilões, em que todos apresentaram proximidades euclidiana. Vale ressaltar também, que a aplicação da Análise Fatorial ao conjunto de variáveis resultou na seleção de três fatores indicadores da qualidade da água dos rios em estudo. A rotação ortogonal Varimax dos fatores mostrou que as variáveis da qualidade da água estão relacionadas principalmente com o conteúdo mineral, nutricional, matéria orgânica e grau de poluição. Ainda sobre o manejo destas culturas nos perímetros irrigados, outro fato constatado foi o uso de agrotóxicos para controle de pragas, sendo assim, foram feitas coletas bimestrais de água, totalizando 12 campanhas. Os resultados detectaram princípios ativos utilizados nas práticas agrícolas da região dos perímetros irrigados, são eles: clorpirifós, atrazina, ivermectina, ciproconazole, tetraconazole e tebuconazole. Apresentaram valores abaixo, quando comparados com os padrões de ingestão diária aceitável (IDA) da ANVISA e EPA. Mas, de acordo com normas da Comunidade Europeia, as concentrações de tebuconazole e clorpirifós foram elevadas. Baseado nestes resultados, utilizou-se o modelo SWAT, ferramenta apropriada para modelagem e possibilita gerar Cenários para o uso destes agrotóxicos na rizicultura. Os resultados demonstraram que a baixa mobilidade na água e aplicação constante do agrotóxico no combate ao brusone apresentou um alto potencial do Tebuconazole de ser transportado quando dissolvido em água. Já a presença do Clorpirifós ocorreu na entressafra do arroz, com baixa concentração, quando comparados ao movimento na água, isto se deve a sua alta mobilidade na água e baixa retenção do solo. Portanto fica evidenciado que as ações antrópicas referentes às modificações do uso do solo nas bacias hidrográficas promovem alterações tanto na produção e qualidade da água, quanto na presença de agrotóxicos nos sedimentos e nas águas superficiais. Estas interferências no habitat devem promover políticas públicas que gerencie sistemas de monitoramento da qualidade da água aplicados nestas regiões, e assim preservar e proteger o corpo hídrico de possíveis contaminações do meio ambiente e dos habitantes

Palavras-chave: qualidade da água, agrotóxico, modelagem hidrológica, SWAT.

ABSTRACT

The importance of monitoring studies in areas with man-made actions is related to the diagnosis of environmental impacts in water source regions, in the search of factors that show, in a simple way, the causes for degradation of multiple uses areas. In Sergipe, the presence of several Irrigated Perimeters in the riverbanks justifies the search of these changes. To this end, it was defined the study in the area of floodplains in Betume and in California's nonirrigated area. It was performed 34 monitoring campaigns from March 2013 to December 2014. It was analysed the physical-chemical parameters and turbidity rates, chlorophyll, DO, DBO and thermotolerant coliforms, both during the dry and wet periods, way more than the limits established by CONAMA/2005's resolution, class 2. Besides the aforementioned water sources, others were attached to the study, among them: Jacaré River, Santo Antônio River, Pilões River, Papagaio River, Capivara River and Jacaré-Curituba Dam. The Water Quality Index (WQI) revealed a tendency of 54% compromising the quality of water of the Rivers mentioned before, due to the domestic effluent. On the other hand, the Trophic State Index (TSI), the compromising reached 82% of the water quality, through eutrophication of water sources. Besides, through multivariate analysis grouping type, it was demonstrated the relationship between the association of physical-chemical parameters. This association happened to Betume River with Santo Antônio River, Pilões River and São Francisco River. Similarly, during dry weather, Onça Creek with Betume's drainage; and Santo Antônio River with Pilões River, and all of them presented proximity. It can also be highlighted that the application of Factor Analysis to the variable group in the selection of three indicative aspects of water quality of the studied rivers. The Varimax rotation of factors showed that the variables of water quality are mainly related to mineral, nutritional, organic matter and degree of pollution content. Another factor was noticed regarding the handling of cultures in the irrigated perimeters which was the use of pesticides in order to control plagues, and to analyse this aspect, it was collected bimestral water, in 12 campaigns. The results detected active principles used in agricultural practices in the irrigated region, among them: chlorpyrifos, atrazine, ivermectin, cyproconazole, tetraconazole and tebuconazole. The rates presented were below the acceptable, when compared to patterns of acceptable daily ingestion (ADI) of ANVISA and EPA. However, according to European Community, the concentrations of tebuconazole and chlorpyrifos were elevated. Based on these results, it was used the SWAT model, an appropriate tool for modelling, which enables generating Scenarios to the use of these pesticides in rice-growing areas. The results demonstrated low mobility in water and the application of constant pesticide in order to fight rice blast showed a high potential of the transported Terbuconazone, when dissolved in water. The presence of chlorpyrifos occurred during rice inter-harvest, in low concentration, when compared to water movements, due to the mobility in water, and low soil retention. Thus, it was evidenced that the man-made actions referring to changes to the use of soil in hydrographical basins promote changes both in production and quality of water as well as the presence of pesticides in sediment and superficial water. These interferences in the habitat should promote public policies that manage systems of water quality monitoring applied to these regions, thus, preserving and protecting the water supply of possible contaminations of environment and inhabitants.

Keywords: SWAT, pesticide and rice-growing

SUMÁRIO

	Páginas
Resumo	vii
Abstrat	viii
Lista de Figuras.....	xi
Lista de Tabelas	xiii
Lista de Siglas.....	xv
Introdução Geral.....	18
Organização da Tese.....	20
Objetivo	21
Capítulo 1. Revisão de Literatura	22
1.1. Panorama do Baixo São Francisco	23
1.2. Qualidade da Água.....	23
1.3. Os Agrotóxicos e sua Expansão no Mercado Agrícola.....	25
1.4. Tratamento Estatístico das Variáveis.....	34
1.5. Modelagem Ambiental	36
1.6. Referências	38
Capítulo 2. Impactos da Produção do Arroz Inundado na Qualidade da Água do rio Betume, Sergipe.....	48
2.1. Resumo	48
2.2. Abstrat	49
2.3. Introdução.....	50
2.4. Material e Métodos.....	51
2.5. Resultados e Discussão	55
2.6. Conclusão	69
2.7. Agradecimentos	70
2.8. Referências	70
Capítulo 3. Aplicação do Modelo swat no Potencial de Contaminação num Afluente do rio São Francisco, Brasil.....	75
3.1. Resumo	75
3.2. Abstrat	76
3.3. Introdução.....	77
3.4. Material e Métodos.....	78
3.5. Resultados e Discussão	87
3.6. Conclusão	96
3.8. Referências	96
Capítulo 4 - Os Agrotóxicos e a Qualidade da Água no Perímetro Irrigado Califórnia no Baixo São Francisco	102
4.1. Resumo	102
4.2. Abstrat	103
4.3. Introdução.....	104
4.4. Material e Métodos.....	104
3.5. Resultados e Discussão	109
4.6. Conclusão	118
4.7. Agradecimentos	119
4.8. Referências	119
Capítulo 5. Indicadores Ambientais da Qualidade da Água em Áreas Irrigadas no Baixo São Francisco.....	123
5.1. Resumo	123
5.2. Abstrat	124

5.3. Introdução.....	125
5.4. Material e Métodos.....	126
5.5. Resultados e Discussão	130
5.6. Conclusão	136
5.7. Agradecimentos	137
5.8. Referências	137
Capítulo 6 - Análise de Agrupamento dos Parâmetros da Qualidade da Água no Baixo São Francisco - Sergipe	141
6.1. Resumo	141
6.2. Abstrat	142
6.3. Introdução.....	143
6.4. Material e Métodos.....	144
6.5. Resultados e Discussão	149
6.6. Conclusão	158
6.7. Referências	159
Capítulo 7 - Considerações Finais	163

LISTA DE FIGURAS	Página
Figura 2.1. Localização do Perímetro Irrigado Betume, Sergipe.	51
Figura 2.2. Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de GUS, no rio Betume.	58
Figura 2.3. Comportamento da precipitação pluvial ocorrida no rio Betume de 03/2013 a 12/2014, para estação de Neópolis, e a concentração dos p.a. clorpirifós, tebuconazol e tetraconazole.	60
Figura 2.4. Valores máximos, médios e mínimos de OD e Temperatura no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	64
Figura 2.5. Valores máximos, médios e mínimos para DBO (A) e DQO (B) no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	64
Figura 2.6. Valores máximos, médios e mínimos para Condutividade e STD no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	66
Figura 2.7. Valores máximos, médios e mínimos para o pH e Cloreto no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	67
Figura 2.8. Valores máximos, médios e mínimos para o Fósforo Total e Nitrato no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	68
Figura 2.9. Valores máximos, médios e mínimos de Turbidez e Coliformes Termotolerantes, no Rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	69
Figura 3.1. Localização do Perímetro Irrigado Betume, Sergipe.	78
Figura 3.2. Bases digitais: Mapa de solos (A) Mapa de uso e cobertura do solo (B).	82
Figura 3.3. Mapa de distribuição das sub-bacias hidrográficas.	83
Figura 3.4. Análise de Sensibilidade no SWAT-CUP.	85
Figura 3.5. Hidrograma da vazão mensal referente à calibração no período de janeiro/2013 a março/2014.	88
Figura 3.6. Hidrograma da vazão mensal referente à validação no período de abril/2014 a agosto/2015.	88
Figura 3.7. Comportamento dos agrotóxicos na água do rio Betume (μL^{-1}).	90
Figura 3.7. Comportamento dos agrotóxicos no sedimento do rio Betume (μL^{-1}).	93
Figura 4.1. Localização do perímetro irrigado Califórnia em Canindé do São Francisco, Sergipe.	105

Figura 4.2. Valores máximos, médios e mínimos de OD (A) e DBO (B) do riacho da Onça, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.	110
Figura 4.3. Valores máximos, médios e mínimos para Turbidez (A) e TDS (B) do riacho da Onça, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.	111
Figura 4.4. Valores máximos, médios e mínimos de CE (A) e Cl (B) do riacho da Onça, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento	112
Figura 4.5. Valores máximos, médios e mínimos de CT (A) e Nitrato (B) no riacho da Onça, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.	112
Figura 4.6. Valores máximos, médios e mínimos de P (A) e Clorofila (B) no riacho da Onça, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.	113
Figura 4.7. Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de GUS, no riacho da onça.	116
Figura 5.1 - Localização do riacho da Onça em Canindé de São Francisco e do rio Betume em Ilha das Flores, Pacatuba e Neópolis, Sergipe.	127
Figura 5.2. Cargas dos três fatores rotacionados.	133
Figura 5.3. Distribuição por Box Plot dos Parâmetro de Qualidade da água no Riacho da Onça (RO), rio Betume (RB),Drenagem do Betume(DRE) e Rio São Francisco (SF), Sergipe.	134
Figura 6.1. Mapa de situação dos pontos de coleta no Baixo São Francisco em Sergipe.	145
Figura 6.2. Índice de Qualidade da Água dos recursos hídricos do Baixo São Francisco para 2013 e 2014 em Sergipe.	151
Figura 6.3. Índice de Estado Trófico dos recursos hídricos do Baixo São Francisco para 2013 e 2014 em Sergipe.	153
Figura 6.4. Análise de agrupamento hierárquico das variáveis determinadas no período chuvoso de 2013(1) e 2014(2) nos mananciais do Baixo São Francisco.	155
Figura 6.5. Análise de agrupamento hierárquico das variáveis determinadas no período seco de 2013(1) e 2014(2) nos mananciais do Baixo São Francisco.	156

LISTA DE TABELAS	Página
Tabela 2.1. Método proposto por GOSS.	54
Tabela 2.2. Resumo da metodologia analítica adotada.	55
Tabela 2.3. Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos agrotóxicos, a 20 - 25 °C, usados na região do rio Betume.	56
Tabela 2.4. Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, pelo índice de GUS, e critérios da EPA.	57
Tabela 2.5. Classificação dos princípios ativos pelo método GOSS obtido com o programa AGROSCRE na bacia do hidrográfica no rio Betume.	59
Tabela 2.6. Concentração do Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole no período chuvoso e seco.	60
Tabela 2.7. Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade da água monitorados no período chuvoso e seco para as estações de monitoramento.	62
Tabela 3.1. Descrição dos valores de cota, vazão, velocidade e profundidade no rio Betume.	80
Tabela 3.2. Descrição dos parâmetros climáticos necessários para a criação dos parâmetros estatísticos da estação meteorológica.	81
Tabela 3.3. Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações.	84
Tabela 3.4. Parâmetros e intervalos dos parâmetros usados no SWAT-CUP.	85
Tabela 3.5. Concentração do Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole no período chuvoso e seco.	91
Tabela 3.6. Concentração dos Agrotóxicos na água para modelagem do SWAT.	94
Tabela 4.1. Descrição das Campanhas de amostragem de água no riacho das Onça e rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe.	106
Tabela 4.2. Resumo da metodologia analítica adotada.	106
Tabela 4.3. Método proposto por GOSS	108
Tabela 4.4. Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade monitorados no período chuvoso e seco para as estações de monitoramento.	109
Tabela 4.5. Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos agrotóxicos, a 20-25 °C, usados na região do riacho da Onça.	114

Tabela 4.6. Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, pelo índice de GUS, e critérios da EPA.	115
Tabela 4.7. Concentração do clorpirifós, atrazina, ivermectina e ciproconazole no período chuvoso e seco.	117
Tabela 5.1. Resumo da metodologia analítica adotada.	128
Tabela 5.2. Critério de avaliação do grau de dispersão.	129
Tabela 5.3. Estatística descritiva das 22 variáveis (Parâmetros).	130
Tabela 5.4. Matriz de correlação das variáveis originais de qualidade da água no rio São Francisco, o riacho da Onça, o rio Betume e a Drenagem do Betume.	131
Tabela 5.5. Matriz das cargas de fatores comuns rotacionada pelo método Varimax.	132
Tabela 6.1. Localização dos pontos de monitoramento do Baixo São Francisco.	144
Tabela 6.2. Parâmetros físico-químicos do Baixo São Francisco.	145
Tabela 6.3. Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivo peso	146
Tabela 6.4. Faixa de Valores do IQA e seu significado quanto ao abastecimento público.	147
Tabela 6.5. Faixa de Valores do IET e seu significado quanto ao abastecimento público.	148
Tabela 6.6. Matriz de análise fatorial de componentes rotacionados para as variáveis de qualidade da água do Baixo São Francisco.	157

LISTA DE SIGLAS

AAS	Atomic Absorption Spectrometry
ABRASCO	Associação Brasileira de Saúde Coletiva
ACP	Análise de componentes principais
ALPHA_BF	Fator de escoamento de base
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ARS	Agricultural Research Service – Seção de Pesquisas Agrícolas
BARRAG	Barragem Jacaré Curitiba
BOX PLOT	Gráfico de caixa
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Ch_K ₂	Condutividade Hidráulica Efetiva do Canal Principal
CHESF	Companhia Hidrelétrica do São Francisco
CL	Cloro
CL-	Cloreto
CL50	Concentração letal
CN	Curva número
CN ₂	Valor da Curva Número para a Condição de Umidade II
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
COE	Coefficiente de Nash- Sutcliffe
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CP	Componente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDT	Dicloro-Difenil-Tricloroetano
DEWPT	Ponto de Orvalho Médio Diário no Mês (°C)
DL ₅₀	Dosagem letal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRENAGE	Drenagem Betume
DT	Dureza Total
EMPRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Environmental Protection Agency
Eq	Equação
FAENG	Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Minas Gerais
GLUE	Generalized Likelihood Uncertainty Estimation
GUS	Groundwater Ubiquity Score
Gw_Delay	Período de Tempo que a Água se Move da Camada de Solo Mais
Gw_Revap	Coefficiente de Escoamento (Movimento) de Água do Aquífero Superficial para Zona Insaturada
GWQMN	Profundidade Mínima do Aquífero Superficial para que Ocorra Escoamento Subterrâneo
ha	Hectare
HRU	Unidade de Resposta Hidrológica
HRU_SLP	Declividade Média
IBAMA	O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMS	Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviço
IDA	Ingestão Diária Aceitável

IET	Índice de Estado Trófico
IFS	Instituto Federal de Sergipe
IMA	Instituto Mineiro de Agropecuária
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA	Índice de Qualidade das Água
ITPS	Instituto Tecnológico de pesquisas de Sergipe
KH	Constante da Lei de Henry
km ²	Quilômetro Quadrado
KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
Koc	Coeficiente de Adsorção ao Carbono Orgânico
L	Litro
LD	Limite de Detecção
LMR	Limite Máximo de Resíduo
LQ	Limite de Quantificação
LQA	Laboratório de Química Ambiental
MAPA	Ministério da Saúde, Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento
MDE	Modelo Digital de Elevação
MS	Ministério da Saúde
n	Número de observações
NH ₃	Amônia
NMP	Número Mais Provável
NSE	Coeficiente de Eficiência de Nash–Sutcliffe
NSF	National Sanitation Foundation
°C	Graus Celsius
OD	Oxigênio Dissolvido
p	Número de Variáveis
P	Fósforo Total
PA	Princípio Ativo
PAS	Projeto Alimento Seguro
PBIAS	Percentual de Tendência
PCPD	Número Médio de Dias Chuvosos no Mês
PCPMM	Média da Precipitação no Mês
PCPSKW	Coeficiente Skew para a Precipitação Diária no Mês
PCPSTD	Desvio Padrão da Precipitação no Mês
pH	Potencial Hidrogeniônico
PPU	Prediction Uncertainty
PR_W (1)	Probabilidade de dia úmido (com chuva) seguido de um dia seco no mês
PR_W (2)	Probabilidade de dia úmido seguido de outro dia úmido no mês;
qi	Qualidade do Parâmetro " i "
R ²	Coeficiente de Determinação
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0,5 h no período de registro no mês
RAIN_YRS	O número de anos de dados de precipitação mensal máxima
REVAPMN	Profundidade do aquífero superficial para que ocorra percolação ao aquífero profundo
RIAJACA	Riacho Jacare
RIOBETU	Rio Betume
RIOCAPI	Rio Capivara
RIOFRAN	Rio São Francisco

RIOJACA	Rio Jacare
RIOONCA	Riacho da Onca
RIOPAPA	Rio Papagaio
RIOPILO	Rio Pilões
RIOSNTO	Rio Santo Antonio
RSR	Erro Padrão Médio Normalizado
S	Solubilidade em Água
SAL	Salinidade
SE	Sergipe
SEMARH	Secretaria de estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Sergipe
SINDAG	Sindicato Nacional das Empresas de Aviação Agrícola
SINDIVEG	Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal
Slope	Declividade média
SISUBBSN	Comprimento do declive médio
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
Sol_Awc	Capacidade de água disponível na camada do solo
SOLARAV	Radiação solar média diária no mês (MJ.m ⁻² .dia ⁻¹)
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos de Sergipe
SST	Sólidos Totais Suspensos
STD /TDS	Sólidos Totais Dissolvidos
SUF	Sulfato
SUFI	Sequential Uncertainty Fitting Algorithm
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWAT-CUP	Soil and Water Assessment Tool - Calibration and Uncertainty Programs
t _{1/2} água	Meia Vida na Água
t _{1/2} solo	Meia Vida do Produto no Solo
TEMP	Temperatura
TMPMN	Temperatura mínima nos diferentes meses do ano (°C)
TMPMX	Temperatura máxima nos diferentes meses do ano (°C)
TMPSTDMN	Desvio padrão da mínima temperatura no mês
TMPSTDMX	Desvio padrão da máxima temperatura no mês
TURB	Turbidez
UNEP	United Nations Environment Programme
UPGMA	Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages
USDA	United States Department of Agriculture - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTM	Universal Transversa de Mercator
VMP	Valores Máximos Permissíveis
WELEV	Altitude da Estação Meteorológica
Wi	Peso Atribuído ao Parâmetro
WLATITUDE	Latitude da Estação Meteorológica
WLONGITUDE	Longitude da Estação Meteorológica
WNDV	Velocidade do Vento Médio Diário no Mês
WPGMA	Weighted Pair Group Method Using Arithmetic Average
Ws	Solubilidade em Água

INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento agrícola de muitos países vem contribuindo para o aumento do uso de agrotóxicos e fertilizantes nas lavouras e pastagens. Estudos demonstram que vários parques nacionais, áreas de conservação e áreas indígenas estão sendo ameaçados por agrotóxicos, em função de atividades agrícolas em suas vizinhanças, que de forma difusa provoca a poluição e contaminação dos recursos hídricos e do solo.

A necessidade de fornecer alimentos à população mundial torna indispensável a realização do controle das pragas e plantas invasoras nas lavouras, por meio da aplicação de agrotóxicos. Diversos estudos apontam a preocupação acerca dos danos causados pela poluição de origem agrícola e muitas pesquisas estão sendo conduzidas para avaliar o impacto dessas substâncias no ambiente e na saúde. Como o uso intensivo de agrotóxicos é muitas vezes realizado de forma indiscriminada, não observando, por exemplo, o receituário agrônomo, as áreas de proteção permanente (APPs) e a disposição ambientalmente correta das embalagens dos produtos; o risco de contaminação por essas substâncias é potencializado. Ademais, sabe-se que a presença de micropoluentes orgânicos – como os agrotóxicos – nos ecossistemas aquáticos é uma das causas mais complexas de deterioração da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público, vez que muitos são persistentes e resistentes ao tratamento convencional para potabilização (SARAIVA SOARES et al, 2013).

A preocupação com a contaminação dos recursos hídricos por agrotóxico, mesmo em concentrações baixas, vem aumentando nos locais em que a água é destinada para o consumo humano. Como exemplo tem-se a região de Neópolis-Se que vem expandindo nos últimos anos o cultivo da cana-de-açúcar e arroz, como também o perímetro irrigado Califórnia com diversas culturas, ambos no Baixo São Francisco. Portanto, estudos de monitoramento da qualidade da água pode colaborar na prevenção da saúde, principalmente para a comunidade da região do Baixo São Francisco que utiliza a água para sua subsistência.

Ao se tratar de resíduos químicos no ambiente deve-se pensar na saúde dos diversos organismos, entre eles o homem. Na grande maioria dos casos, as concentrações encontradas, seja no solo, água ou em organismos, normalmente estão abaixo dos valores críticos estabelecidos por agências ambientais da Europa e Estados Unidos. Nesse aspecto, há de se avaliar a necessidade de estabelecer padrões aceitáveis (concentração) no ambiente para as diversas moléculas, e assim poder garantir a qualidade da saúde para os organismos vivos (GOMES e BARIZON, 2014).

Neste contexto, o uso de modelos matemáticos tem adquirido grande importância, tornando-se ferramenta indispensável para tomada de decisões. Segundo Britto et al. (2011), o uso de modelos matemáticos para monitoramento da qualidade da água pode ser compreendido como qualquer representação simplificada do mundo real de acordo com o interesse do pesquisador, possibilitando reconstruir a realidade, prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução.

O uso desta ferramenta é incipiente no Brasil, principalmente no Baixo São Francisco, em virtude da quantidade limitada de informações disponíveis para suprir a exigência de dados de entrada em muitos modelos, e assim garantir uma calibração e validação adequada.

Estes modelos hidrológicos e biogeoquímicos irão contribuir na projeção dos impactos e os riscos potenciais do emprego de agrotóxicos nesta bacia hidrográfica, sendo assim, com estes resultados, órgãos públicos de controle e gestão poderão planejar as políticas públicas que serão relevantes as comunidades ribeirinhas desta região, como também para a população que direta e indiretamente utilizam o rio para uso múltiplos nas regiões do Estado de Sergipe e Alagoas.

A qualidade da água depende dos constituintes ou impurezas presentes, além das condições climáticas, hidrológicas, geológicas, pedológicas, morfológicas e do grau de poluição, os quais caracterizam e condicionam as águas aos usos mais diversificados, como abastecimento, recreação, irrigação, navegação (KURODA, 2006).

Desta forma, o conhecimento a respeito da qualidade dos recursos hídricos é fundamental nas regiões agrícolas, sendo que o principal modo de avaliar o impacto do setor e promover políticas voltadas à saúde e meio ambiente é através de programa de monitoramento da qualidade das águas (ANDRADE, 2011). Entretanto, por se tratar de áreas amplas, lançamento de uma grande diversidade de agrotóxicos e dificuldade em laboratórios de análise e recursos humanos, programas de monitoramento apresentam um alto custo e, portanto, não ocorrem com frequência.

Silva et. al. (2010), identificaram que as principais ações contribuintes para degradação da qualidade e quantidade hídrica na bacia hidrográfica do rio São Francisco foram: áreas agrícolas e ocupações irregulares crescente (principalmente em margens de rios e nos lagos das usinas hidrelétricas), o não cumprimento de leis ambientais (como código florestal brasileiro), assentamentos humanos e especulação imobiliária em áreas marginais de corpos hídricos, destruição de matas ciliares ao longo do rio e o desrespeito do homem com a sustentabilidade dos recursos naturais.

Além disso, a detecção de níveis consideráveis de agrotóxicos nas águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Sergipe, apontada por Britto et al. (2011), indica a necessidade de identificar áreas críticas para o aporte destas substâncias nos corpos hídricos, bem como definir mecanismos adequados para subsidiar a gestão das atividades implementadas em bacias hidrográficas.

Portanto o objetivo do trabalho é avaliar os riscos ecológicos em áreas críticas para o aporte de agrotóxicos “ou agroquímicos” nos corpos hídricos no riacho das Onça e rio Betume no Baixo São Francisco. Para isto, foi feito o monitoramento da qualidade da água e dos agrotóxicos na Área dos Perímetros Irrigados Califórnia e Betume e por meio da coleta de água e da modelagem ambiental no qual, será possível comparar os diferentes cenários para os riscos causados pela expansão do cultivo agrícola.

ORGANIZAÇÃO DA TESE

A tese será distribuída e organizada da seguinte forma:

- Capítulo 1: No referencial teórico foram abordados os seguintes temas: cenários do Baixo São Francisco no meio ambiente e os recursos hídricos; a qualidade da água; o impacto das atividades antrópicas pelo uso do agrotóxico; análise multivariada; critérios para monitoramento das águas superficiais no Baixo São Francisco; modelagem ambiental usando o SWAT;
- Capítulo 2: Impactos da produção do arroz inundado na qualidade da água do rio Betume, Sergipe;
- Capítulo 3: aplicação do modelo SWAT no potencial de contaminação num afluente do rio São Francisco, Brasil;
- Capítulo 4: Os agrotóxicos e a qualidade da água no perímetro irrigado Califórnia no Baixo São Francisco;
- Capítulo 5: indicadores ambientais da qualidade da água em áreas irrigadas no Baixo São Francisco;
- Capítulo 6: Análise de agrupamento dos parâmetros da qualidade da água no Baixo São Francisco - Sergipe;
- Capítulo 7: Considerações Finais.

OBJETIVO

OBJETIVO GERAL

Monitorar e Modelar a qualidade da água no Baixo São Francisco, avaliando o potencial de contaminação por agrotóxico e os parâmetros físico-químicos nas águas superficiais, correlacionando com os padrões nacionais e internacionais recomendados para qualidade da água e utilizar modelos matemáticos na caracterização da sustentabilidade da região de estudo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Monitorar e avaliar a distribuição espacial da qualidade e quantidade da água no rio Betume e riacho da Onça;
- Avaliar e identificar o potencial de contaminação por agrotóxicos nas águas superficiais, na região dos perímetros irrigados Betume e Califórnia;
- Realizar a análise multivariada dos dados de qualidade de água no rio Betume e riacho da Onça utilizando Análise de Componentes Principais (ACP) e Análise Fatorial (AF);
- Caracterizar a qualidade de água do Baixo São Francisco, a partir da Análise de Agrupamentos (AA), visando encontrar a melhor similaridade entre os mananciais;
- Simular cenários para aplicação de agrotóxicos na área da rizicultura do rio Betume utilizando o modelo SWAT e assim avaliar o comportamento do agrotóxico na água e sedimentos.

CAPÍTULO 1

REVISÃO DE LITERATURA

1.1. PANORAMA DO BAIXO SÃO FRANCISCO

De acordo com Aguiar Netto et al. (2010), a bacia hidrográfica do rio São Francisco é a maior do estado, apresentando em Sergipe, na sua margem direita, inúmeros afluentes, muitos intermitentes. Dentre eles destacam-se do Sertão para o Litoral, os rios Curituba, Jacaré, Capivara, Gararu, Salgado, Jacaré (Propriá) e Betume.

A vegetação predominante na região do Baixo São Francisco é a Caatinga nos dois terços superiores, indo de Paulo Afonso - BA a Propriá -SE, onde tem início a zona de tensão ecológica entre a Caatinga e a Mata Atlântica, que se estende até o município de Piaçabuçu - AL. A partir desse ponto, as tipologias vegetacionais observadas são de manguezais e restingas até a região da Foz do São Francisco. No estado de Sergipe, a região que corresponde ao Baixo São Francisco ocupa 37% do Estado e representa 1,2% de toda a bacia hidrográfica, enquanto a área correspondente do Estado de Alagoas representa 2,2% (Sergipe, 2004).

O rio São Francisco na região do baixo curso é explorado para diferentes finalidades tanto sociais quanto econômicas, tais como: uso da água para o abastecimento das populações urbanas ribeirinhas, como depósito dos efluentes domésticos, uso para irrigação em pequenas propriedades ou nos grandes projetos implantados na região, como fonte de pescado e para implantação de projetos de aquicultura, desenvolvimento do ecoturismo, navegação e exploração no comércio pluvial entre as cidades vizinhas e exploração da hidroeletricidade através da Usina de Xingó, pela Companhia Hidrelétrica do São Francisco – CHESF (FONTES et al., 2002).

Os problemas na região do Baixo São Francisco, entre Sergipe e Alagoas, em virtude das diversas intervenções feitas ao longo do curso do rio, têm causado modificações, tais como: diminuição do volume de água no canal principal, interrupção do ciclo natural das cheias nas lagoas marginais que atuam como berçário natural de várias espécies de peixes, erosão das margens, perda de áreas agricultáveis, rompimento de diques de contenção e comprometimento dos processos de captação e drenagem dos perímetros de irrigação (CASADO et al., 2002; HOLANDA et al., 2005; HOLANDA et al., 2008).

Guimarães (2004) relata que “o processo de erosão marginal no Baixo São Francisco se apresenta bastante acelerado com paisagem alterada ou modificada principalmente em direção

aos lotes do Perímetro Irrigado Cotinguiba-Pindoba e Perímetro Irrigado Betume localizados respectivamente nos municípios de Propriá e Neópolis. Os possíveis impactos poderão ampliar a gravidade e a abrangência geográfica dos problemas ambientais enfrentados pela região, em decorrência das mudanças impostas ao rio São Francisco pela construção e operação das grandes barragens e pelas intervenções e o uso desordenado dos recursos hídricos. Nesse sentido, a região exige um monitoramento contínuo e pormenorizado, da qualidade da água e do manejo do ecossistema fluvial, sendo de fundamental importância para a proposição de medidas para atenuar essas modificações (ISMERIM, 2005).

1.2. QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água refere-se não apenas a um estado original de pureza, mas, sobretudo a características químicas, físicas e biológicas que os corpos d'água devem apresentar de acordo com os múltiplos usos a que se destinam (SILVA, 2006). As características físicas, químicas e biológicas das águas naturais decorrem de uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e na bacia hidrográfica, uma vez que as substâncias dissolvidas presentes nas águas naturais se relacionam com o tipo de uso e com atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica, além do transporte superficial e subterrâneo (LIBÂNIO, 2005).

Todos os ecossistemas aquáticos continentais estão submetidos a um conjunto de impactos resultantes das atividades humanas e dos usos múltiplos das bacias hidrográficas; a medida que os usos múltiplos aumentam e se diversificam, mais complexos se tornam os impactos e mais difícil a solução dos problemas a eles relacionados. (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

É recente a percepção de que os recursos naturais não são inesgotáveis e que o desenvolvimento econômico deve harmonizar-se com o meio ambiente, sob pena de vários riscos para a sobrevivência do ser humano. Essa possibilidade é particularmente grave no que diz respeito aos recursos hídricos (ROMITELLI; PATERNIANI, 2007).

Os principais poluentes hídricos podem ser classificados em diferentes grupos. Dessa forma, tem-se o grupo dos patógenos, dentre eles bactérias, vírus e protozoários, o grupo dos poluentes inorgânicos (ácidos, sais e metais tóxicos), os ânions e cátions (nitratos, fosfatos, sulfatos, cálcio, magnésio, dentre outros). Substâncias como óleos e agrotóxicos também são consideradas prejudiciais à qualidade da água. Quando estas substâncias excedem os limites

estipulados são prejudiciais provocando problemas à saúde humana e aos ecossistemas (AZIZULLAH et al., 2011).

Para se definir a qualidade das águas dos mananciais é necessário enquadrá-las em classes, considerando seus usos (SPERLING, 2005). O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu por meio da resolução nº 357 de 17 de março de 2005 a classificação das águas e seus respectivos padrões de qualidade (BRASIL, 2013). Sendo assim as águas são classificadas em doces (salinidade $< 0,5\%$), salobras (salinidade entre 0,5 e 30%) e salinas (salinidade $> 30\%$), obtendo-se, assim, as possibilidades dos usos preponderantes no corpo d'água ou em um trecho dele.

Além da determinação da classe do rio, torna-se necessário estabelecer um índice e padrão para qualidade das águas, que possibilita a classificação das águas em critérios quantitativos, determinada pelo resultado encontrado no seu cálculo (LIMA et al., 2007). A criação do índice de qualidade da água (IQA) baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresentam cada parâmetro, segundo uma escala de valores "rating" (CETESB, 2014).

Outro índice que monitora a qualidade da água é o índice de estado trófico - IET que é baseado em equações que utilizam variáveis limnológicas, o qual passou a ser amplamente utilizado no monitoramento da qualidade da água em virtude da facilidade de aplicação e obtenção das variáveis de entrada no modelo (CARLSON, 1977).

O índice do estado trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. O IET introduzido por Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. et al. (1990), é baseado em informações relativas à biomassa fitoplanctônica presente em um determinado corpo de água, adotando-se as variáveis clorofila *a*, transparência (disco de Secchi) e fósforo total.

Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET (P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila *a*, IET (CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo (FERREIRA et al., 2005).

Quando um corpo hídrico, apresenta o processo de eutrofização plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila poderá coincidir com o índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila a irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a consequente diminuição das concentrações de clorofila a resultará em uma redução na classificação obtida a partir do seu índice (CETESB, 2014).

De acordo com Simeonov et al. (2003), um programa de monitoramento ambiental inclui, em geral, coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de grande número de variáveis, resultando em matriz de grandes dimensões e complexa interpretação. Muitas vezes, um pequeno número dessas variáveis contém as informações mais relevantes enquanto a maioria das variáveis adiciona pouco ou nada à interpretação dos resultados, em termos qualitativos.

Portanto o uso de métodos de estatística multivariada são utilizados com o propósito de simplificar ou facilitar a interpretação do fenômeno em estudo através da construção de índices ou variáveis alternativas que sintetizem a informação original dos dados; construir grupos de elementos amostrais que apresentem similaridade entre si, possibilitando a segmentação do conjunto de dados original; investigar as relações de dependência entre as variáveis respostas associadas ao fenômeno e outros fatores (variáveis explicativas), muitas vezes, com objetivos de predição; e, comparar populações ou validar suposições de testes de hipóteses (MINGOTI, 2005).

1.3. OS AGROTÓXICOS E SUA EXPANSÃO NO MERCADO AGRÍCOLA

Os crescentes índices de produção e produtividade no campo brasileiro tornaram o Brasil o maior mercado consumidor de agrotóxicos no mundo e deve receber investimentos de US\$ 300 milhões nos próximos cinco anos para crescer também em importância global em produção. Nos últimos anos, as receitas que as empresas obtiveram no país com vendas de agrotóxicos cresceram em média 13% ao ano, enquanto o volume comercializado avançou, em média, 4%. Apenas no ano passado, os agricultores brasileiros consumiram 823,2 milhões de toneladas de agrotóxicos, dos quais 36% foram importados (RAMOS, 2013).

Nos Estados Unidos, existem mais de 17.000 agrotóxicos registrados e cerca de 800 ingredientes ativos relacionados a esses produtos. No último levantamento, o Brasil possui

1.458 produtos autorizados e 366 ingredientes ativos formulados (LONDRES, 2014). Esses produtos são divididos em classes, sendo as três mais importantes constituídas pelos herbicidas, fungicidas e inseticidas. No entanto, existem outras classes, que embora quantitativamente menos importantes, apresentam grande contribuição no cômputo geral.

Os herbicidas representaram 33% do total de agrotóxicos comercializados. Os fungicidas responderam por 29% do mercado nacional, os inseticidas 32% e as demais categorias de agrotóxicos por 6%. Na safra de 2011, foram plantados no Brasil 71 milhões de hectares de lavoura temporária (soja, milho, cana, algodão) e permanente (café, cítricos, frutas, eucaliptos), o que corresponde a cerca de 853 milhões de litros de agrotóxicos pulverizados nessas lavouras, principalmente de herbicidas, fungicidas e inseticidas (SINDAG, 2011). Essa quantidade gera uma média de uso de 12 litros por hectare e exposição média ambiental/ocupacional/alimentar de 4,5 litros de agrotóxicos por habitante. Os recordes de safra são obtidos às custas da utilização de toneladas de agrotóxicos, gerando os mais diversos impactos no meio ambiente e na saúde humana (ANVISA, 2012).

Estima-se que, a cada ano, 2,5 milhões de toneladas de agrotóxicos sejam aplicados nas culturas agrícolas de todo mundo (VAN DER WERF, 1996.). Na União Europeia, uma pessoa somente pode aplicar agrotóxicos após um curso de 60 horas. No Brasil, tais cursos não são obrigatórios, mas uma parceria firmada entre o Instituto Mineiro de Agropecuária (IMA) e o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR), inseridos no Projeto Alimento Seguro (PAS), oferece cursos para aplicação de agrotóxicos, com carga horária de 16 horas (FAEMG, 2011).

As isenções fiscais e tributárias também têm favorecido a comercialização do produto no país e fazem parte da política expansionista do agronegócio. O governo federal concede redução de 60% da alíquota de cobrança do ICMS a todos os agrotóxicos e isenta completamente de IPI, PIS/Pasep e Cofins os agrotóxicos fabricados a partir de uma lista de dezenas de ingredientes (LONDRES, 2011). Mas com todos estes incentivos, ainda segundo o SINDIVEG (2014) calcula que, entre 2001 e 2013, o total apreendido de agrotóxico ilegais tenha somado 496,4 toneladas. A estimativa é que somente o IBAMA tenha aplicado multas de R\$ 22 milhões a agricultores pelo uso de produtos ilegais, no mesmo período.

Contaminação Ambiental dos Agrotóxicos

A contaminação da água por agrotóxicos pode ocorrer diretamente pela pulverização feita em áreas agrícolas, manualmente, mecanizadas ou aérea, por meio da erosão dos solos

contaminados, pelo escoamento superficial (runoff), pela lixiviação ou percolação, pelo descarte de embalagens e ainda pela lavagem de tanques com produtos (MARTINI et al., 2012).

Quando os agrotóxicos atingem o ambiente aquático, eles são expostos a diferentes processos físicos, químicos e microbiológicos. Os processos que podem ocorrer nesses ambientes aquáticos: fotólise, volatilização, sedimentação, ressuspensão, sorção/dessorção, biodegradação, bioacumulação e biotransformação. Destaca-se que, de acordo com Holvoet et al. (2007), dois processos apresentam maior impacto no destino dos agrotóxicos na ambiente sorção/dessorção e biodegradação. Ambos são fortemente influenciados pela presença da camada de sedimento, e que em virtude das propriedades dos agrotóxicos pode permanecer ou lixiviar no ambiente aquático. Há ainda que se destacar a importância de considerar a meia-vida das substâncias na avaliação do comportamento (persistência) delas no ambiente.

Outra forma de permanência do agrotóxico é através do solo, segundo Schnoor (1992) a adsorção como um processo físico-químico de retenção das moléculas orgânicas, podem ser reversíveis ou irreversíveis, determinando dessa forma a mobilidade do agrotóxico. Quanto maior o valor do coeficiente de adsorção, mais fortemente o agrotóxico estará sorvido ao solo e, portanto, menor será sua mobilidade.

Com intuito de se comparar a adsorção relativa do agrotóxico é comumente utilizado o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo (Koc) definido como a relação do coeficiente de distribuição de cada agrotóxico pela quantidade de matéria orgânica presente no solo em que esses agrotóxicos estão presentes (KERLE et al., 1996).

As altas temperaturas, também favorecem a volatilização e dessorção dos compostos das partículas do solo. Nas regiões tropicais, a radiação solar e as altas temperaturas podem favorecer a remoção dos organoclorados do ambiente ao gerar volatilização e degradação (D'AMATO et al., 2002).

As chuvas podem provocar a deposição dos produtos presentes na atmosfera e causar o escoamento superficial quando os solos estão saturados ou a percolação pela penetração da água da chuva. A topografia do terreno, associada à forma de manejo do solo, também influenciam o escoamento superficial dos agrotóxicos, seja em solução ou adsorvido ao particulado (DOWNING, 2008).

Estudos indicam também que o movimento potencial dos agrotóxicos pelo escoamento superficial ou lixiviação varia, principalmente, com: propriedades físico-químicas do solo e dos agrotóxicos; condições climáticas; relevo local e práticas de manejo do solo (IOWA, 2010). Além da forma de aplicação do composto, outros parâmetros são importantes para sua

distribuição no ambiente, como: intensidade, frequência e concentração aplicada, pois representam a quantidade do produto lançada no meio (ZAPPE, 2011).

Agrotóxicos aplicados em altas concentrações parecem ser decompostos mais lentamente do que quando em pequenas concentrações (ROGER et al., 1995). A frequência da aplicação do agrotóxico pode influenciar a sua biodegradação. Repetidas aplicações do mesmo agrotóxico aumentam o crescimento de microrganismos específicos de decomposição e causam a rápida inativação do produto (FISHEL, 1997), ou seja, seus resíduos agem na seleção dos microrganismos capazes de degradá-los. Assim, quanto maior a população, maior a degradação, porém menor a quantidade do agrotóxico disponível para o controle químico, acarretando a necessidade de mais aplicações ou a substituição do composto aplicado (LUCHINI et al., 2002).

Características Químicas dos Agrotóxicos

Segundo Solomon et al. (2010), atualmente existe mais de 700 moléculas diferentes de agrotóxicos disponíveis comercialmente, que de acordo com Peres et al. (2003), podem ser classificados segundo a sua função (praga que controlam), segunda a estrutura química de suas substâncias ativas (grupo químico) e segundo os efeitos à saúde humana e ao ambiente.

Com a expansão e síntese de diversos compostos químicos, com propriedades antibióticas ou inseticidas ocorreram durante a Segunda Guerra Mundial e com a adoção de novas tecnologias, maior produtividade no setor agrícola e crescimento populacional o uso e vendas dos agrotóxicos se concretizou com uma demanda crescente (GOMES et al., 2002).

Há vários compostos registrados como agrotóxicos, que podem ser classificados dentro das várias classes químicas de acordo com sua estrutura (TADEO et al., 2000). Dentre essas se destacam: organoclorados, organofosforados, piretróides, carbamatos, triazinas, dinitroanilinas, cloroacetanilidas, uréias, dentre outros. A seguir estão descritas as principais classes, dentre as quais, pertencem os compostos estudados. Os agrotóxicos podem ser classificados em função de vários aspectos que os diferenciam em classes de substâncias cujo princípio ativo é formado por estruturas moleculares semelhantes, assim sendo tem-se:

- **Organoclorados**

São características gerais dos organoclorados a baixa solubilidade em água e elevada solubilidade em solventes orgânicos e, em geral, possuem baixa pressão de vapor e alta estabilidade química, que levam esses compostos e seus derivados a se acumularem nos tecidos graxos dos seres vivos e persistirem no ambiente (VERDES et al., 1990). Os

organoclorados apresentam uma baixa toxicidade aguda, porém seu uso foi proibido devido à tendência de acumulação e biomagnificação na cadeia trófica (GARCIA, 1997).

Durante a reunião da UNEP (United Nations Environment Programme), em maio de 2001, em Estocolmo na Suécia, representantes de noventa países, incluindo o Brasil, assinaram a Convenção sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), que visa proibir a produção e o uso de doze substâncias orgânicas tóxicas, que são: Aldrin, Clordano, Mirex, Diedrin, DDT, Dioxinas, Furanos, Endrin, Heptacloro, BHC e Toxafeno (NASS et al., 2014).

No caso específico do DDT, em 2009, uma medida mais rigorosa foi adotada pela sanção da Lei Federal nº 11.936 que proibiu a fabricação, importação, exportação, manutenção em estoque, comercialização e o seu uso em todo o território brasileiro (BRASIL, 2009).

- **Organofosforados**

Os organofosforados pertencem à classe de agrotóxicos não-persistentes e representam um avanço sobre os organoclorados. No entanto, eles apresentam uma toxicidade aguda mais elevada para humanos e outros mamíferos do que os organoclorados. Vários organofosforados ameaçam a saúde dos trabalhadores que os aplicam. A intoxicação por essas substâncias pode ocorrer por exposição via inalação, ingestão ou absorção direta (WHO, 2003).

Como os organoclorados, os organofosforados são lipossolúveis, porém decompõem-se dentro de dias ou semanas, e por essa razão são raramente encontrados na cadeia alimentar (BAIRD, 1995). A dispersão dos organofosforados por pulverização pode ser provocada pelo vento sem evidências de contaminação além dos limites de 1 a 2 km da fonte de pulverização. Na água, são possíveis três fontes de entrada: a primeira é o despejo de resíduos industriais ou descarga de efluentes na água; a segunda é por infiltração de resíduos tóxicos no solo, contaminando os reservatórios de água (lençol freático); e a terceira é o escoamento superficial durante e imediatamente após a pulverização.

Atualmente é a classe de agrotóxicos com a maior diversidade de moléculas. Pelo menos 100 (cem) compostos estão em uso ou foram propostos para uso como inseticidas (SOLOMON et al., 2010). A fórmula estrutural e a denominação química identificam-os como ésteres do ácido fosfóricos ou seus derivados (SILVA et al., 2010).

- **Carbamatos**

Os carbamatos são derivados do ácido carbâmico (H_2NCOOH), introduzido como inseticida em 1951. Os carbamatos podem contaminar as águas superficiais por rotas diretas e indiretas, ou ainda por resíduos industriais ou derramamentos acidentais. Possui rápida decomposição em ambientes aquáticos, não havendo contaminação em longo prazo. Os

efeitos adversos em animais aquáticos podem resultar de direta adição ou de escoamento, em pouco tempo, após aplicação. Os carbamatos em água estão sujeitos à fotodegradação sob os efeitos da radiação ultravioleta (GARCIA, 1997).

Possui uma toxicidade similar a dos organofosforados e são extremamente tóxicos na forma aguda. (GERIN; GOSSELIN; CORDIER, 2003). À temperatura ambiente, em condições neutras e alcalinas, são muito instáveis (GALLI et al., 2006).

- **Triazinas**

São herbicidas, cujos exemplos mais comuns são a atrazina, a ametrina e a simazina. A atrazina e a ametrina são mais solúveis em água do que a simazina. A ação dessas substâncias está relacionada com seu comportamento no solo. A decomposição das triazinas é influenciada pela quantidade de matéria orgânica no solo, pois favorece a adsorção e o desenvolvimento de microrganismos que aceleram a decomposição do produto (GARCIA, 1997).

Derivados das s-triazinas e seus produtos de degradação são muito tóxicos, altamente resistentes e persistem muitos anos no solo, águas, plantas e animais. Consequentemente, a determinação de agrotóxicos do grupo das triazinas é muito importante para o controle ambiental (GARBELLINI et al., 2007).

- **Piretróides**

São substâncias com estruturas semelhantes à piretrina I, composto existente nas flores do *Chrysanthemum (Pyrethrum) cinerariaefolium*. Apresentam-se como um líquido viscoso, instável ao ar, a luz e umidade. A alta atividade inseticida dos piretróides associada à seletividade que apresentam, possibilita o seu emprego em pequenas dosagens. Esses fatores têm possibilitado o aparecimento no mercado de novos produtos de origem sintética, inclusive mais estável à luz e menos voláteis que os de origem natural, para uso na agropecuária, ou como domissanitário (LARINI, 1997).

Atualmente, esses compostos são sintetizados na indústria e apresentam maior estabilidade e maior ação efetiva do que os produtos naturais. Atuam no sistema nervoso central e periférico, com esse efeito temporário. A adição de um composto sinérgico, como o butóxido de piperonilo, potencializa a atividade do piretróide (SANTOS, 2012).

- **Cloroacetamidas**

São herbicidas, geralmente usados para controle pré-emergente de plantas invasoras em lavouras de milho e soja. Dentre outros, os principais compostos desta classe são alaclor, metolaclor e o propalaclor. Em geral, esses compostos e seus metabólitos são relativamente

comuns em bacias hidrográficas e aquíferos em áreas agrícolas que têm uma história de aplicação de agrotóxicos (STAMPER e TUOVINEN, 1998).

Apresentam um grande número de efeitos hormonais que prejudicam a germinação das sementes especialmente de gramíneas (SOLOMON et al., 2010). Ao longo dos anos, empresas como a MONSANTO, BASF, SANDOZ, ZENECA e outras vem produzindo diferentes produtos comerciais, mas com o mesmo princípio ativo da cloroacetanilida (BCPC, 2003).

- **Dinitroanilinas**

São altamente específicas no controle de plântulas daninhas em germinação, sendo em grande parte moderadamente volátil em solos úmidos e quentes. Esse grupo se tornou significativo na ciência ambiental devido à sua natureza altamente tóxica e suas suspeitas de propriedades cancerígenas. A Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, do inglês United States Environmental Protection Agency) classifica os dinitroanilinas, trifluralina e pendimetalina como substâncias tóxicas persistentes e bioacumulativas (USEPA, 1995).

São herbicidas geralmente aplicados no solo com ação pré-emergente de gramíneas e de ervas de folhas largas em diversas culturas. Apresentam alta lipofilicidade e baixa solubilidade em água, por isso estão raramente presentes em águas superficiais e subterrâneas. Algumas dinitroanilinas têm notável pressão de vapor, sendo a volatilização um importante caminho para o transporte do solo para a atmosfera (TADEO et al., 2000).

- **Uréias**

São usadas no controle seletivo em pré e pós-emergência das plantas daninhas, com efeito, que inclui cloroses nas internervuras e nas bordas das folhas, que progridem para necrose (EMBRAPA, 2006).

- **Toxicidade do Agrotóxico**

Por determinação legal, todos os produtos devem apresentar nos rótulos uma faixa colorida indicativa de sua classe toxicológica, que tem como objetivo prestar alguma informação aos trabalhadores sobre a toxicidade dos produtos (ANTUNES, 2001). Ribas e Matsumura (2009) concordam com tal afirmação e classificam os agrotóxicos em função dos efeitos à saúde, decorrentes da exposição humana a esses agentes, podendo resultar em diferentes classes toxicológicas. Essa classificação obedece a testes ou estudos realizados em laboratório que tentam estabelecer a dosagem letal (DL) do agrotóxico em 50% dos animais utilizados naquela concentração (DL₅₀).

Quanto à periculosidade ambiental, os agrotóxicos classificam-se ainda em classes que variam de I a IV: produtos altamente perigosos ao meio ambiente (Classe I), produtos muito

perigosos ao meio ambiente (Classe II), produtos perigosos ao meio ambiente (Classe III) e produtos pouco perigosos ao meio ambiente (Classe IV) (PERES et al., 2003).

Segundo Armas et al. (2007), o caráter tóxico desses compostos é caracterizado pela presença de grupos funcionais raros na natureza com propriedades distintas, o que confere diferentes graus de persistência ambiental, mobilidade e potenciais tóxico, carcinogênico, mutagênico e teratogênico ou algum efeito endócrino a diversos organismos, inclusive organismos não alvos, como o homem.

A classificação toxicológica dos agrotóxicos é feita em função de estudos laboratoriais com exposição oral, dérmica e inalatória para determinar a CL50 e DL50 (Concentração Letal e Dose Letal, dadas em miligramas do produto tóxico por quilo de peso corporal necessários para matar 50% dos ratos ou outros animais expostos ao produto). Ao final da análise de uma bateria de estudos de exposição por via oral, dérmica e inalatória, a classe tóxica do produto será determinada pela mais tóxica que aparecer em um dos estudos agudos de Ribas e Matsumura (2009).

A intensidade do uso de agrotóxicos e os efeitos que causam ao ambiente e à saúde humana exigem o estudo de suas principais propriedades físico-químicas. Além disso, deve-se prever suas interações com o solo e a possibilidade de contaminação e transporte, quando dissolvidos em água ou associados aos sedimentos. A necessidade da avaliação do risco de contaminação se deve ao fato de que a agricultura exige considerável suprimento de água, o que conduz ao desenvolvimento desta atividade próximo a rios e lagos (LAABS et al., 2002).

- **Mobilidade do Agrotóxico**

Alguns modelos são frequentemente utilizados para avaliar o potencial de contaminação em águas superficiais e subterrâneas, tais como o Método Screening da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), o índice de vulnerabilidade de águas subterrâneas (Groundwater Ubiquity Score, GUS) e o método de Goss (BRITO et al, 2001; GRAMATICA e GUARDO, 2002; PESSOA et al, 2003) e ainda o “Leaching Index – LEACH”⁷, que descreve a mobilidade e o potencial de poluição de águas subterrâneas e superficiais.

Esses métodos baseiam-se em propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, como solubilidade em água (S), o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (Koc), a constante da Lei de Henry (KH), a especiação (presença de forma neutra ou aniônica em pH entre 5 e 8) e a meia-vida no solo e na água (DT50) (PAPA et al, 2004; DORES; FREIRE, 2001; FERRACINI et al, 2001).

O índice de GUS avalia a lixiviabilidade de moléculas e a possibilidade de encontrá-las em águas subterrâneas, de acordo com a equação (ARMAS et al., 2005). Uma vez determinado o índice de GUS para cada agrotóxico, os mesmos são classificados em função dos critérios (FERRACINI et al., 2001).

Outra forma utilizada para avaliar a capacidade de transporte de agrotóxico, é o critério da EPA, em que os princípios ativos obedecem a parâmetros definidos, quanto ao maior potencial de risco de transporte e, conseqüente tendência à contaminação, principalmente em águas subterrâneas (COHEN et al., 1995).

O método proposto por GOSS (1992), utiliza um conjunto de cláusulas e regras, apresentadas em intervalos matemáticos, pelos quais se faz a avaliação do potencial de transporte de agrotóxico associado ao sedimento ou dissolvido em água superficial. As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios acima são consideradas como tendo potencial médio para contaminarem águas superficiais.

Segundo Pessoa et al. (2007) para calcular os valores do índice de GUS, critérios EPA e o método de GOSS foi utilizado o programa AGROSCORE da Embrapa, que faz a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxico mediante o fornecimento dos dados físico-químicos de cada princípio ativo (BRITTO et al., 2011).

Legislações referente a agrotóxico

A utilização de agrotóxicos não autorizados resultam em dois tipos de irregularidades, seja porque foi aplicado um agrotóxico não autorizado para aquela cultura, mas o produto está registrado no Brasil e com uso permitido para outras culturas, ou seja, porque foi aplicado um agrotóxico banido do Brasil ou que nunca teve registro no país, logo, sem uso permitido em nenhuma cultura (PIMENTEL, 2014).

No Brasil, o processo de registro dos agrotóxicos envolve três órgãos: Ministério da Saúde, Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento (MAPA) e Ministério do Meio Ambiente, através do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA). Compete ao Ministério da Saúde, por meio da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, à avaliação e classificação toxicológica de agrotóxicos, e junto com o MAPA, são responsáveis pelo monitoramento dos resíduos de agrotóxicos e afins em produtos de origem vegetal. Ao IBAMA/MMA compete a avaliação e classificação do potencial de periculosidade ambiental (AMARAL, 2011).

Além da concessão do registro, os ingredientes ativos sob suspeita de risco para saúde humana, estão sendo reavaliados periodicamente pela ANVISA analisando seus parâmetros toxicológicos em ingredientes ativos de agrotóxicos, resultando em restrições de uso e até mesmo na proibição dos mesmos. Segundo dados da ABRASCO (2012), dentre esses ingredientes que estão sendo reavaliados pela ANVISA, alguns estão entre os mais consumidos como: o glifosato, metamidofós, endosulfan e parationa metílica.

Tem-se ainda as normas do CONAMA 357/05 e a Portaria MS Nº 2914/11, que na avaliação da qualidade da água, utilizam parâmetros de quantificação para o agrotóxico e comparam com valores limítrofe, permitido no meio ambiente e na ingestão pelo ser humano. Estas normas podem ser aplicadas no abastecimento público, proteção de comunidades aquáticas, recreação e irrigação. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05 que estabelece os limites máximos de contaminantes em águas, não contemplam a maioria dos agrotóxicos em uso atualmente (BRITTO, 2011).

Com isso, há necessidade de efetivar o gerenciamento dos recursos hídricos, visando estimular a avaliação e o monitoramento da qualidade da água, em relação aos seus padrões físicos, químicos, biológicos e de agrotóxicos (KNAPIK et al., 2009).

1.4. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DAS VARIÁVEIS

As técnicas estatísticas multivariadas e a análise exploratória de dados são ferramentas apropriadas para uma redução significativa das variáveis físico-químicas, permitindo a análise e interpretação desses complexos conjuntos de dados de qualidade de água e a compreensão das variações temporais e espaciais (SINGH et al., 2004; ZHOU et al., 2007).

A análise de componentes principais consiste essencialmente em reescrever as coordenadas das amostras em outro sistema de eixo mais conveniente para a análise dos dados. Em outras palavras, as n-variáveis originais geram, através de suas combinações lineares, n-componentes principais, cuja principal característica, além da ortogonalidade, é que são obtidos em ordem decrescente de máxima variância, ou seja, a componente principal 1 detém mais informação estatística que a componente principal 2, que por sua vez tem mais informação estatística que a componente principal 3 e assim por diante (MOITA NETO e MOITA, 1998)

ORTIZ-ESTARELLES et al. (2001), com auxílio da análise multivariada, avaliaram 25 variáveis de qualidade das águas de uma estação de tratamento, na Espanha, e recomendam que essa metodologia pode ser automatizada e implementada em análise de rotina de

laboratórios, utilizando sistema de alerta, visando a prevenir consequências negativas no uso das águas e/ou minimizar custos de análises de variáveis com baixa participação no conjunto de variáveis que definem a qualidade das águas, aumentando, assim, a eficiência do sistema. De um modo geral, a análise das componentes principais nada mais é do que o cálculo dos autovalores e correspondentes autovetores, de uma matriz de variâncias-covariâncias ou de uma matriz de coeficientes de correlação, entre variáveis.

Outro trabalho de pesquisa foi de Johnson et al. (1998), que avaliou a tendência na qualidade da água no rio Minnessota com o objetivo de verificar a eficiência dos procedimentos estatísticos em quantificar essas tendências e de identificar possíveis razões que justifiquem essas tendências. Esse tipo de avaliação é necessário para quantificar os efeitos das práticas de manejo e as mudanças nas fontes de poluição da bacia hidrográfica. Por exemplo, esses autores verificaram que houve redução nos parâmetros sólidos suspensos totais e fósforo, que poderia ser justificada pelas medidas de conservação adotadas na bacia hidrográfica. Ainda segundo o mesmo autor, as análises de tendência dos dados de qualidade da água estão se tornando rotineiras à medida que o registro desses dados aumenta. Porém, os desafios para trabalhar com esses dados ainda são muitos, tendo em vista que os pesquisadores buscam tendências que sejam acuradas e repetitivas.

Dentre os métodos estatísticos, tem-se também análise de agrupamentos (cluster analysis), uma ferramenta utilizada para explorar as similaridades entre indivíduos (modo Q) ou entre as variáveis (modo R), definindo-se grupos que consideram simultaneamente, no primeiro caso, todas as variáveis observadas em cada indivíduo e, no segundo, todos os indivíduos nos quais foram feitas as mesmas medidas (LANDIM, 2000). O objetivo é agrupar objetos de acordo com suas semelhanças, ou seja, o agrupamento de objetos consiste no reconhecimento de um grau de similaridade, entre eles, o bastante para reuni-los num mesmo conjunto. Segundo Davis (1986), a análise de agrupamentos pode ser enquadrada em quatro tipos: métodos de partição, métodos com origem arbitrária, métodos por similaridade mútua e métodos por agrupamentos hierárquicos.

Segundo Monteiro et al (2010) a metodologia para agrupamentos hierárquicos é a mais aplicada em geociências. Partindo de uma matriz inicial de dados, onde “n” linhas representam casos ou amostras, e “p” colunas as variáveis obtém-se uma matriz simétrica de similaridades e inicia-se a detecção de pares com a mais alta similaridade ou a mais baixa distância, seja de casos, se a comparação for entre linhas (modo Q), seja de variáveis, se a comparação for entre as colunas (modo R).

Outra ferramenta para representar o perfil espacial de cada parâmetro selecionado, ao longo do corpo de água, são as representações gráficas do tipo *Box-plot*. Esta metodologia possibilita a visualização da assimetria da distribuição, a faixa de variação dos dados, além de permitir a detecção de possíveis pontos extremos, que podem ou não ser excluídos da análise. As representações de *Box-plot* possibilitam ainda a visualização das seguintes grandezas estatísticas: a média, a mediana (divide o conjunto de dados ao meio, deixando metade dos dados abaixo e metade acima dela), o máximo, o mínimo, o 1º quartil (é o valor que deixa ¼ das observações abaixo dele), o 3º quartil (é o valor que deixa ¾ das observações abaixo dele) e os valores extremos da distribuição dos dados. Os pontos extremos podem indicar erros de amostragem, de medida e, mesmo, de transcrição dos dados, ou ainda, simplesmente, um comportamento fora do habitual (RODRIGUES et al., 2014).

1.5. MODELAGEM AMBIENTAL

Modelos matemáticos são cada vez mais usados para representar os processos físicos de um sistema, gerando informações não comumente disponíveis. Esses modelos são capazes de simular os processos hidrossedimentológicos através da formulação de diversas equações que configuram o fluxo de água e dos sedimentos em uma bacia hidrográfica (CARVALHO NETO et al., 2011).

Dentre os diversos modelos hidrossedimentológico, um dos mais utilizados é o SWAT, (Soil and Water Assessment Tool). Esse é um modelo matemático que permite simular a propagação do escoamento, sedimentos e nutrientes através de bacias hidrográficas (MACHADO e VETORAZZI, 2003), tendo como principais componentes a hidrologia, o clima, a vegetação, o aporte de nutrientes e os agrotóxicos e o manejo do solo (ARNOLD et al., 1998).

Devido a sua integração eficiente com o SIG, o SWAT vem sendo utilizado de forma ampla em todo mundo, principalmente na Europa e Estados Unidos (GASSMAN, 2007). No Brasil, vários estudos foram feitos utilizando esse software, Carvalho Neto et al. (2011), utilizaram o SWAT para estudar os cenários hipotéticos no riacho dos Namorados no Cariri Paraibano, nesse estudo, o SWAT ofereceu resultados coerentes nos processos de escoamento superficial e aporte de sedimentos, assegurando a sua eficiência e enaltecendo a importância do estudo de cenários nos processos decisórios.

Nos trabalhos realizados por Lelis e Calijuri (2010), elas utilizaram o SWAT para a modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil. Os

resultados evidenciaram a eficiência do SWAT na caracterização da produção de sedimentos e que as perdas de solo, as quais são influenciadas por fatores como umidade do solo, intensidade de precipitação, uso e tipo de solo, podem ser reduzidas significativamente pela substituição de culturas com melhor manejo. A simulação utilizando eucalipto como cobertura vegetal, substituindo áreas de pastagens, foi satisfatória, pois reduziu significativamente a perda de solo em várias regiões da bacia hidrográfica. Durante o processamento do modelo é necessário o uso de parâmetros de entrada que são agrupados nas seguintes categorias: unidades de resposta hidrológica (HRU), reservatórios/zonas úmidas, clima, canal principal e drenagem das sub-bacias hidrográfica e águas subterrâneas.

Todos os fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica são relacionados com o balanço hídrico. O modelo realiza previsões sobre o movimento de agrotóxicos, sedimentos e nutrientes. A simulação hidrológica na bacia hidrográfica é dividida em duas fases: uma terrestre e outra da água. A fase terrestre do ciclo hidrológico controla a quantidade de água, cargas de sedimentos, nutrientes e agrotóxicos do canal principal em cada sub-bacia hidrográfica. A fase da água do ciclo hidrológico é definida como a circulação da água, sedimentos, nutrientes, agrotóxicos através das redes de drenagem até o exutório da bacia hidrográfica (NEISTCH et al., 2011). Assim é possível o cálculo do escoamento superficial e de cargas em bacias hidrográficas rurais, especialmente aquelas dominadas pela agricultura (WILLIAMS e ARNOLD 1993; ARNOLD et al., 1998).

Este modelo hidrológico integrado simula tanto a quantidade, quanto qualidade da água, sendo espacialmente distribuído, pois mudanças nos parâmetros de entrada, tais como mudança no uso do solo, podem ser facilmente modelados (ROMANOWICZ ET al., 2005).

Uma parte da chuva que não se transforma em escoamento superficial é dividida em infiltração e percolação. A água que se infiltra no solo pode retornar aos corpos hídricos por escoamento lateral ou através do perfil do solo como fluxo de base proveniente de aquífero. O sistema de águas subterrâneas é dividido em dois aquíferos, o aquífero não confinado, que contribui para o fluxo de água superficial e o aquífero profundo, confinado onde a água infiltrada não retorna para o sistema (NEISTCH et al., 2011).

No processo de captura e manipulação de dados aplicados às bacias hidrográficas, um dos elementos de importância fundamental nos modelos hidrológicos é a topografia, que é obtida através do SIG, sendo sua representação digital denominada de Modelo Digital de Elevação – MDE (GARBRECHT e MARTZ, 2000). Através do MDE podem ser elaborados modelos tridimensionais que permitem identificar vales, rede de canais, padrão superficial de drenagem, subdividir bacias hidrográficas, verificar comprimento, declividade, orientação das

encostas, direção dos fluxos hidrológicos superficiais, que oscilam em função da qualidade e resolução do MDE, e do processamento dos algoritmos usados para extrair a informação necessária para construção do MDE.

O escoamento superficial é previsto separadamente para cada HRU e dirigido para se obter os escoamentos totais para as bacias hidrográficas. Dessa forma aumenta-se a certeza e dá uma melhor descrição física do balanço hídrico (NEISTCH et al., 2005; NEISTCH et al., 2011, SHEN et al., 2009). Assim, todos os processos de paisagem são modelados para cada HRU dentro da bacia hidrográfica independentemente de sua posição em cada sub-bacia hidrográfica (WHITE et al., 2011). O ciclo nutriente completo para o nitrogênio e o fósforo dentro das HRUs também é modelado pelo SWAT (NEISTCH et al, 2011).

O volume do escoamento superficial a taxa de escoamento de pico para cada HRU foi simulado utilizando o Método da Curva Número (CN) do Soil Conservation Service (USDA-SCS, 1972), este método calcula o escoamento superficial em função uso e tipo de solo, declividade, condição de umidade inicial do solo e práticas de manejo (NEITSCH et al., 2011).

A evapotranspiração é um termo coletivo e inclui todos os processos responsáveis pela conservação da água da superfície da Terra em vapor. Os processos incluem a evaporação de água das plantas, transpiração e evaporação de água do solo. A evapotranspiração potencial foi estimada através da equação de Penman-Monteith e é corrigida para a cobertura do solo, sobre a base de crescimento da planta simulada para dar a evapo-transpiração real (MONTEITH, 1965; NEITSCH et al., 2011).

O movimento e transformação das várias formas de nitrogênio e fósforo são simulados pelo SWAT. As transformações do nitrogênio e do fósforo de uma forma a outra são controladas pelos seus respectivos ciclos. Os nutrientes podem ser introduzidos no canal principal e transportados à jusante através do escoamento superficial e escoamento subsuperficial lateral.

O modelo SWAT, também simula o movimento do agrotóxico, que após a aplicação do mesmo, atinge as plantas, e pelo processo de lavagem, chega ao solo. Para a fração que atinge o solo, o transporte do agrotóxico até os corpos hídricos é simulado separadamente para as formas solúvel e sorvida, por meio dos algoritmos do modelo Erosion Productivity Impact Calculator - EPIC (WILLIAMS, 1995). Sendo assim, o particionamento do agrotóxico entre a solução e a fase sólida do solo é um aspecto básico e primordial do modelo, o qual assume um processo de sorção linear com a concentração e instantaneamente reversível.

1.6. REFERÊNCIAS

ABRASCO - **Um alerta sobre os impactos dos pesticidas na saúde.** Parte 1 - Pesticidas, Segurança Alimentar e Nutricional e Saúde. Carneiro, F F; Pignati, W; Rigotto, R M; Augusto, L G S. Rizzolo, A; Muller, N M; Alexandre, V P.; Friedrich, K; Mello, M S C. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2012.

AGUIAR NETTO, A. O., MENDONCA FILHO, C. J. M., ROCHA, J.C.S. **Águas de Sergipe: reflexões sobre cenários e limitações In: Meio Ambiente: distintos olhares.** São Cristóvão : Universidade Federal de Sergipe, 2010, p. 39-70.

AMARAL, A. B. **Avaliação de mananciais subterrâneos e superficiais da bacia do Córrego Sossego considerando o uso para abastecimento doméstico e irrigação:** contaminação por pesticidas. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

ANDRADE, A. S.; QUEIROZ, V. T.; LIMA, D. T.; DRUMOND, L. C. D.; Quim. Nova 2011, 34, 1129.

ANTUNES, P de B. Direito ambiental. 5. ed. **revista. ampl.** e atual. Rio de Janeiro: Lúmen Júris, 446p . 2001.

ANVISA. **2º Seminário Mercado de Pesticidas e Regulação**, 11/04/2012. Disponível em:<<http://portal.anvisa.gov.br/wps/content/anvisa+portal/anvisa/sala+de+imprensa/menu+noticias+anos/2012+noticias/seminario+volta+a+discutir+mercado+de+agrototoxicos+em+2012>>, acessado em 26/12/2013.

ARMAS, E. D., MONTEIRO, R.T.R., AMÂNCIO, V.A., CORREA, R.M.L., GUERCIO, M.A.; Uso de pesticidas em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e risco de contaminação de poluição hídrica. **Química Nova**, v.28, n. 6. p. 975-982, junho 2005.

ARMAS, E.D.; MONTEIRO, R.T.R.; ANTUNES, P.M.; SANTOS, M.A.P.F.; CAMARGO, P.B.; ABAKERLI, R.B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1119-1127, 2007.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. (1998). "Large area hydrologic modeling and assessment part I. model development". **American Water Research Association** 34, pp.73-89.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA. **Dossiê ABRASCO:** um alerta sobre os impactos dos pesticidas na saúde: parte 1: pesticidas, segurança alimentar e nutricional e saúde. Rio de Janeiro, 2012. 101 p.

AZIZULLAH A. Water pollution in Pakistan and its impact on public health. **Environment International**, v. 37, p. 479–497, 2011. doi:10.1016/j.envint.2010.10.007.

BAIRD, C. **Environmental Chemistry.** Cap. Toxic Organic Chemicals. New York: W. H. Freeman and Company, 1995. p 245.

BCPC. **The e-pesticide manual**. Farnham, Surrey, UK: British Crop Protection Council, 2003. (CD-ROM).

BRASIL. Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17/03/2005 do Ministério do Meio Ambiente.. **Classificação dos Corpos de água e diretrizes ambientais**.<www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 05/06/2013.

BRASIL. Lei nº 11.936, de 14 de maio de 2009. **Proíbe a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloreto (DDT) e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 15 maio 2009. Disponível em: . Acesso em: 22 maio 2013.

BRITO, N.M. *et al.* Risco de contaminação de águas por pesticidas aplicados em plantações de eucaliptos e coqueiros: análise preliminar. Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 93-104, dez./jan. 2001.

BRITTO F. B. et al **Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os Riscos de Contaminação dos Recursos Hídrico**: Revista Ciência Agronômica, UFC, 2011.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v.22, p.361-369, 1977.

CARVALHO NETO. J.G. SRINIVASAN, V. S. ; RUFINO, I. A. A., Aplicação do Modelo Swat para Estudo de Cenários Hipotéticos na Bacia Hidrográfica do Riacho dos Namorados No Cariri Paraibano. Revista Geográfica Acadêmica, v. 5, p. 30-40, 2011..

CASADO, A. P. B.; HOLANDA, F. S. R.; ARAÚJO FILHO, F. A. G.; YAGUIU, P. BANK erosion evolution in São Francisco River. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.231-239, 2002.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>. Acesso em 12/12/2014.

CODEVASF - COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO-. **Ficha técnica do perímetro Cotinguiba/Pindoba**. Aracaju, 1999. 13p. contaminação ambiental. **Química Nova**, v. 25 n. 6, p. 995-1002, 2002.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, v.67, p.2109- 2148, 1995.

DAVIS, J. C., **Statistics and Data Analysis in Geology**. 2nd ed., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. John Wiley and Sons, Inc. 646. 1986.

D'AMATO C, TORRES JPM, MALM O. DDT (dicloro difenil tricloroetano): toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. **Química Nova**. 2002;25(6):995-1002.

DORES, E.F.G.C.; FREIRE, E.M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso, Análise Preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

DOWNING, A. L. et al. Community an ecosystem responses to a pulsed pesticide disturbance in freshwater ecosystems. **Ecotoxicology**, 17, p. 539-548, 2008.

FISHEL, F. Pesticides and the environment. **University Extention of University of Missouri-Columbia**, 1997. Disponível em: <http://muextension.missouri.edu/explorepdf/agguides/pests/G07520.pdf>. Acesso em: 28/02/2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

EPA. **Water exposure models used by the Office of Pesticide Program - U.S. Environmental Protection Agency**. Disponível em <<http://www.epa.gov/opp>>. Acesso em 16 mar. 2014.

FAEMG - Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Minas Gerais. **Parceria entre IMA e SENAR MINAS leva capacitação a produtores rurais**. Disponível em: <http://www.faemg.org.br>. Acesso em agosto de 2011.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Pesticide: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, v.11, p.1-11, 2001.

FERREIRA, R. M., BARROS, N. O., DUQUE-ESTRADA, C. H., ROLAND, F. (2005). **“Caminhos do fósforo em ecossistemas aquáticos continentais”**, in **Lições de limnologia**. Org. Ferreira, R. M., Barros, N. O., Duque-Estrada, C. H., Roland, F. Rima Editora, São Carlos – SP, pp. 229 – 242.

FISHEL, F. **Pesticides and the environment**. University Extention of University of Missouri Columbia, 1997. Disponível em: <http://muextension.missouri.edu/explorepdf/agguides/pests/G07520.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2014.

FONTES, L. C. S., HOLANDA, F. S. R., SILVA, C. M., CASADO, A. P., LATRUBESSE, E.; CUNHA, S. B. **Estudo do processo erosivo das margens do Baixo São Francisco e seus efeitos na dinâmica de sedimentação do Rio: Relatório Final**. Projeto GEF São Francisco (ANA/ GEF/PNUMA/OEA). Subprojeto 2.4, Aracaju: Universidade Federal de Sergipe, 2002.

GARBELLINI, G. S.; PEDROSA, V. A.; SALAZAR-BANDA, G. R.; AVACA, L. A. Metodologias eletroanalíticas para a determinação de herbicidas triazínicos por voltametria de onda quadrada e técnicas de deconvolução. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 2025-2034, 2007.

GALLI, A.; SOUZA, D.; GARBELLINI, G. S.; COUTINHO, C. F. B.; MAZO, L. H.; AVACA, L. A.; MACHADO, S. A. S. Utilização de técnicas eletroanalíticas na determinação de pesticidas em alimentos. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 105-112, 2006.

GARBRECHT, J., MARTZ, L. W. Digital elevation model issues in water resources modeling. ESRI, USERS CONFERENCE, **Anais...** 19., 1999, San Diego. Proceedings... San Diego: 1999. CD-ROM.

GARCIA, J. E. **Introducción a los plaguicidas**, 1a ed. San José, C. R.: EUNED, 1997. p476.

GASSMAN, P. W. REYES, M.R; GREEN, C.H; ARNOLD, J.G. 2007. **The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions**. Trans. ASAE, 50(4), pp. 1211– 1250.

GERIN, M.; GOSSELIN, P.; CORDIER, S. **Environnement et sante publique: fondements et pratiques**. Edisem: Editions Tec & Doc, 2003. 1023 p.

GOMES M. A. F.; BARIZON R. R. M. **Panorama da Contaminação Ambiental por Pesticidas e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: Cenário 1992/2011- Documentos 98**, Embrapa Meio Ambiente; Jaguariúna, SP -2014.

GOMES M. A.; SPADOTTO, C. A.; PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da vulnerabilidade natural do solo em áreas agrícolas: subsídio à avaliação do risco de contaminação do lençol freático por agroquímicos. **Pesticidas: R. Ecotoxicol. Meio Ambiente**, v.12, p.169-179, 2002.

GOSS, D. W., Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 06, n. 03, p. 701-708, 1992.

GUIMARÃES, M. F. R.; **Construção de Indicadores Ambientais para Estudo da Erosão Marginal do Baixo São Francisco. São Cristóvão, 2004**. 166p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) Universidade Federal de Sergipe.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 08, n. 04, p. 339-357, 1989.

GRAMATICA, P.; GUARDO, A.D. **Screening of pesticides for environmental partitioning tendency**. *Chemosphere*, v. 47, n. 9, p. 947-956, 2002.

HOLANDA, F. S. R.; SANTOS, L. G. C.; SANTOS, C. M. DOS; CASADO, A. P. B.; PEDROTTI, A.; RIBEIRO, G. T. Riparian fragments affected by bank erosion in the Lower São Francisco River, Northeastern Brazil. **Revista Árvore**, v. 29, p.148-152, 2005.

HOLANDA, F. S. R.; ROCHA, I. P. DA; OLIVEIRA, V. S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.570-575, 2008.

HOLVOET, K. M. A.; SEUNTJENS, P.; VANROLLEGHEM, P. A. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. **Ecological Modelling**, v.209, p. 53-64, 2007.

IOWA STATE UNIVERSITY EXTENSION – ISU. **Pesticide movement**.<http://www.extension.iastate.edu/pme/publications/waterquality/gwp_pesticide_movemente.pdf>. Acesso em: out. 2013.

ISMERIM, S. S. **As cheias no Baixo São Francisco: estudo de caso sobre a percepção dos ribeirinhos.** (Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente-PRODEMA/UFS), São Cristóvão, 2005.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied multivariate statistical analysis.** 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1998.

KERLE, E. A.; JENKINS, J. J.; VOGUE, P. A. **Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection.** Oregon State: University Extension Service, 1996.

KNAPIK, H. G. ; FRANCA, M. S. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. R. ; PORTO, M. F. A. . Reflections about water quality recovery based upon conceptual aspects of monitoring and modeling organic content: the case study of a critical basin. **IAHS-AISH Publication**, v. 331, p. 358-365, 2009..

KURODA, E. K. **Remoção de células de subprodutos de microcystis spp por dupla filtração, oxidação e adsorção.** 2006. 233f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; WANTZEN, M.; SILVA, C.J.; ZECH, W., Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. **J. Environ. Qual.**, v. 31, 2002.

LANDIM, P. M. B., **Análise Estatística de Dados Geológicos Multivariados.** Departamento de Geologia Aplicada. Laboratório de Geomatemática. UNESP/Campus de Rio Claro. Texto Didático 03.2000.

LARINI, L. **Toxicologia** 3ª ed. Editora Manole LTDA. São Paulo, SP, 1997. p. 146-208.

LELIS, T. A.; CALIJURI, M. L. 2010. Modelagem hidrossedimentológica na região sudeste do Brasil, utilizando SWAT. *Amби-Agua*, 5(2), pp. 158-174. doi:10.4136/ambi-agua.145.

LIBÂNEO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2005. 444p.

LIMA, A. J. B.; GLÁUCIA, R. L.; SOARES, L. P. C. Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos, monitorados pelo IGARN na bacia hidrográfica Apodí-Mossoró/ RN nos anos de 2005 e 2006. **Anais... CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL**, 8, 2007, Caxambu, Caxambu (MG): [s.n.] 2007.

LONDRES, Flávia. **Pesticidas no Brasil: um guia para ação em defesa da vida.** Rio de Janeiro: AS-PTA - Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011. 190.

LONDRES, F; **A Política Agrícola Brasileira e o Incentivo aos Pesticidas** IHU - Instituto Humanitas Unisinos, <http://www.ihu.unisinos.br/entrevistas/500481-a-politica-agricola-brasileira-e-o-incentivo-aos-agrotoxicos-entrevista-especial-com-flavia-londres>. Ac.15/12/14.

LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. Dinâmica de pesticidas no ambiente. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E FÓRUM NACIONAL DE SECRETARIAS DE AGRICULTURA (Org.). **Programa de defesa ambiental rural**. Brasília, 2002. p. 27-44.

MACHADO, R.E.; VETTORAZZI, C.A. (2003). “Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP)”. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 27, pp.735-741.

MARTINI, L. F. D.; AVILA, L. A.; CASSOL, G. V.; ZANELLA, R.; MACHADO, S. L. O.; MARQUES, M. S.; DE VICARI, M. Transporte de pesticidas em lavoura de arroz irrigado sob três manejos de irrigação. **Planta daninha**, Viçosa, v. 30, n. 4, Dec. 2012.

MINGOTI, S.A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG: Belo Horizonte, 2005.

MOITA NETO, J. M; MOITA, G. C.; Uma Introdução à Análise Exploratória de Dados Multivariados, **Revista Química Nova**, 21(4) (1998).

MONTEIRO, A. B.; CORREIA FILHO, F. L.; FREIRE, P. K. C.; DE SOUZA, N. G.; SOARES FILHO, A. R., “Análise Estatística Multivariada de Dados Hidroquímicos do Aquífero Cabeças–Sudeste da Bacia Sedimentar do Parnaíba –PI.” In **Anais** do XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. São Luís, MA. 2010.

MONTEITH, J. L. Evaporation and the environment. The state of movement of water in living organisms, **Anais...** Swansea, XIXth Symp. Soc. for Exp. Biol., Southampton, U.K., 205–235, 1965.

NASS, D.P. & FRANCISCO, R.H.P., Fim de doze poluentes orgânicos. **Revista Eletrônica de Ciências**, n.5., 2002. Artigo disponível em: <http://www.cdcc-sc.usp.br/ciências/artigos/art-5/fimpoluyente.html>. Acessada em 15/01/2014.

NEITSCH S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool Input/output file documentation**. Version 2005. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, ARS of USDA, 2004. 541p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2005**. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2005. 494p.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009**. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: Agricultural Research Service (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.

ORTIZ-ESTARELLES, O.; BIOSCA, Y.M.; HERNANDEZ, M.J.M.; SAGRADO, S.; DOMINGO, E.B. **Multivariate data analysis of quality parameters in drinking water**. *Analyst*, Cambridge, v.126,n.1, p.91-6, 2001.

PAPA, E. et al. Screening the leaching tendency of pesticides applied in the AmuDarya Basin (Uzbekistan). **Water Research**, v. 38, n. 16, p. 3485-3494, 2004.

PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Pesticidas, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Orgs.). **É veneno ou é remédio? Pesticidas, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2003. p. 21–41.

PESSOA, M.C.P.Y *et al.* Identificação de áreas de exposição ao risco de contaminação de águas subterrâneas pelos herbicidas atrazina, diuron e tebutiuron. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 111-122, jan-dez. 2003.

PESSOA, M.C.P.Y.; CHAIM, A.; FERRACINI, V.L.; SCRAMIN, S. Manual do usuário do programa AGROSCORE: apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de pesticidas, **EMBRAPA MEIO AMBIENTE**, Jaguariúna-SP. 2007

PIMENTEL, C, Anvisa constata uso de pesticidas inadequados em diversos alimentos, **Agência Brasil em 7/12/2011**, <http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2011-12-07/anvisa-constata-uso-de-agrotoxicos-inadequados-em-diversos-alimentos> Acesso em 9 mar. 2014.

RAMOS, S. C, **BRASIL CRESCE NO MERCADO DE DEFENCIVOS**, DCI São Paulo 10 de junho de 2013 http://www.sindag.com.br/noticia.php?News_ID=2331 acesso em 13 de junho de 2013.

RIBAS P. P.; MATSUMURA, A. T. S. A química dos pesticidas: impacto sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato**, v. 10, n. 14, p. 149-158, 2009.

RODRIGUES, E. R. D.; HOLANDA, I. B. B.; CARVALHO, D. P.; BERNARDI, J. V. E; MANZATTO, A. G.; BASTOS, W. B.; Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na área urbana da cidade de Porto Velho, Rondônia, **Revista Scientia Amazonia**, v. 3, n.3, 97-105, 2014.

ROGER, P. A.; BHUIYAN, S. I. Behavior of pesticides in rice-based agroecosystems: a review. In: PINGALI, P. L.; ROGER, P. A. (eds.). **Impact of pesticides on farmer health and the rice environment**. Los Banos, Laguna (Filipinas), 1995. p. 111-148.

ROMANOWICZ, A. A. et al. Sensitivity of the SWAT model to the soil and land use data parametrisation: a case study in the Thyle catchment, Belgium. **Ecological Modelling**, v. 187, p. 27-39, 2005.

ROMITELLI, L. H.; PATERNIANI, J. E. S. Diagnóstico Ambiental de um trecho do Córrego Bonifácio, APA Jundiá - SP. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n.1, p.1-2007.

SANTOS, S. P. A. **Química dos Inseticidas (Parte 1)**. Disponível em: <http://www.woqyn.esoterica.pt/boletim/85/bl085/artigo02.pdf>. Acesso em 16 de janeiro de 2012.

SARAIWA SOARES, A. F.; LEÃO, M. M. D.; VIANNA NETO, M. R.; COSTA, E. P. DA; OLIVEIRA, M. C.; AMARAL, N. B.. Efficiency of conventional drinking water treatment process in the removal of endosulfan, ethylenethiourea, and 1,2,4-triazole. **Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA**. v. 62 n. 6 367–376, 2013.

SCHNOOR, J. L. Chemical fate and transport in the environment. In: _____. **Fate of pesticides and chemicals in the environment**: vol. 1. New York: John Wiley & Sons, 1992. p. 1-24.

SERGIPE - **Secretaria de Estado do Planejamento, da Ciência e da Tecnologia. Atlas digital sobre recursos hídricos Sergipe**. SEPLANTEC/SRH. Sergipe, 2004.

SHEN, Z. Y. et al. A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. **Agricultural Water Management**, v. 96, p.1435-1442, 2009.

SILVA, M. G. **Caracterização da qualidade da água na barragem do perímetro irrigado Jacarecica I, Itabaiana – Sergipe**. 2006, 74p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe.

SILVA, D.F.; GALVÍNCIO, J. D.; ALMEIDA, H.R.R.; Variabilidade da Qualidade de Água na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e Atividades Antrópicas Relacionadas. **Qualit@s Revista Eletrônica** ISSN 1677 4280 Vol.9. No 3, 2010.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, v.37, p.119-124, 2003.

SINDAG - Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola. Estimativa do Mercado de Defensivos Julho 2010 vs 2011 (Milhões R\$). Conexão **SINDAG**. Ano 05/nº 3 1/2011. Disponível em: <<http://www.sindag.com.br/conexao/31/>>. Acesso em 02/2014.

SINDIVEG - **Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal. Aumenta a apreensão de defensivos falsos no país**. 10/02/2014, SINDIVEG. Disponível em <http://www.sindiveg.org.br/noticiaonline.php?cod=2381>, acessado 25/02/2014.

SINGH, K. P.; MALIK, Amrita; MOHAN, Dinesh; SINHA, Sarita. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. **Water Research**, n. 38, p. 3980-3992, 2004.

SOLOMON, K. R.; STEPHENSON, G. R.; CORREA, C. L.; ZAMBRONE, F. A. D. **Praguicidas e meio ambiente**. São Paulo: Internacional Life Sciences Institute do Brasil, 2010. 473 p.

SPERLING, M. VON. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

STAMPER, D. M.; TUOVINEN, O. H. Biodegradation of the avetanilide herbicides alachlor, metolachlor and propachlor. **Critical Reviews in Microbiology**, Ohio, 1998 v. 24, nº 1, 22p.

TADEO J.L; SANCHEZ-BRUNETE C, PEREZ R.A; FERNANDEZ M.D.; **Analysis of herbicide residues in cereals , fruits and vegetables . Journal of Chroma to graphy A** 882 2000.

TOLEDO, Jr. A.P. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. **Relatório técnico. CETESB**, São Paulo. Outubro de 1990. 11p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: oficina de Textos, 2008. 631p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Determination of organic compounds in drinking water by liquid-solid extraction and capillary Column gas chromatography/mass spectrometry**: revision 2.0. Cincinnati, 1995. 60 p.

VAN DER WERF, H. M. G. **Assessing the impact of pesticides on the environment, Agriculture, Ecosystems and Environment**, v 60, p. 81-96, 1996.

VERDES, J. A. A., BETANCOURT, C. R.; COMPANIONI, D. R.; CRUZ, N. C.; CORCUELA, G. D. **Plaguicidas Organoclorados**. Serie vigilancia 9. Centro Panamericano de Ecología Humana y salud. México p. 96, 1990.

WHITE, E. D. et al. Development and application of a physically based landscape water balance in the SWAT model. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 6, p. 915-925, 2011.

WHO (World Health Organization) – **Guidelines for Drinking Water quality** 3-capter 8 Draft 11 march, 2003. Disponível em: <http://www.who.int/water/sanitation/health/gdwq/updating/erdedition.htm>.

WILLIAMS, J.; ARNOLD, J. A system of hydrologic models. **Water-Resources Investigations Report** 93-4018, U.S. Geological Survey, Reston, 1993.

WILLIAMS, J.R. The EPIC model. In: SINGH, V.P. (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**. Water Resources Publications, 1995. chap. 5, p. 909-1000.

ZAPPE, J. A. ; BRAIBANTE, M. E. F . A Química dos Agrotóxicos. **Química Nova na Escola (Impresso)**, v. 34, p. 10-15, 2011

ZHOU, Feng; LIU, Yong; GUO, Huaicheng. Application of Multivariate Statistical Methods to Water Quality Assessment of the Watercourses in Northwestern New Territories, Hong Kong. **Environ Monit Assess**, n. 132, p. 1-13, 2007.

CAPÍTULO 2

IMPACTOS DA PRODUÇÃO DO ARROZ INUNDADO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO BETUME, SERGIPE

2.1. RESUMO

A crescente atividade agrícola no perímetro irrigado Betume tem causado preocupações quanto à contaminação por agrotóxico nestas áreas. O problema se torna mais importante quando a contaminação pode afetar a água para o uso humano, como ocorre com a água do rio Betume que é um afluente do rio São Francisco, e abastece diversas regiões do estado de Sergipe. O objetivo do estudo foi avaliar o risco de contaminação de águas superficiais por agrotóxico e monitorar a qualidade da água em áreas de rizicultura no rio Betume. O monitoramento foi realizado bimestral, de março de 2013 a dezembro de 2014 e a análise de risco de contaminação foi realizada mediante critérios da Environmental Protection Agency (EPA), Índice de GUS e método de GOSS. Os resultados evidenciaram a presença dos seguintes princípios ativos: clorpirifós, tebuconazol e tetraconazol, em que a resolução CONAMA nº 357/05 não contemplam os limites de tolerância de agrotóxico na água para a proteção do meio ambiente referentes a estes produtos. Quando comparados com os padrões da Comunidade Europeia, as concentrações de tebuconazole e clorpirifós ficaram acima do limite de tolerância. Além disso, foram analisados 11 parâmetros dentre eles observou-se que o Oxigênio Dissolvido (OD), Nitrato, Fósforo, Coliformes Termotolerantes, Turbidez, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e temperatura, que foram comparados aos limites estabelecidos na resolução do CONAMA 357/2005. As baixas concentrações de OD para rio São Francisco e a drenagem do Betume indicam possíveis interferências antrópicas no ambiente aquático, da mesma forma ocorre com altas concentrações de fósforo total no período chuvoso e seco. Estas taxas fora do limite estabelecido pelo padrão, ocorrem principalmente durante a colheita do arroz, nos meses de novembro e dezembro, em que os lotes de plantio são esvaziados para colheita e as águas represadas são drenadas para o rio Betume. A ocorrência de coliformes termotolerantes indica que a água dos rios monitorados das estações E1, E2 e E3 está contaminada, provavelmente devido a efluentes domésticos e/ou agropastoris. A presença de agrotóxico na região evidencia os riscos de contaminação do ecossistema, sendo assim, as medidas de controle na aplicação do agrotóxico devem ser tomadas para garantir a qualidade da água.

Palavras-Chave: Monitoramento ambiental, Contaminação de águas superficiais e subterrâneas e Rizicultura.

CONTAMINATION RISK ASSESSMENT WATER FOR AGROTOXICS IN THE PERIMETER IRRIGATION BETUME IN THE LOWER RIVER SAN FRANCISCO

2.2. ABSTRACT

The growing agricultural activity in Betume irrigated area has caused concerns about pesticide contamination these areas. The problem becomes more important when contamination may affect the water for human use, as with the water catchment area of the river Betume is a tributary of the river São Francisco, and supplies various regions of the state of Sergipe. The objective of the study was to evaluate the risk of contamination of surface by pesticides and monitor water quality in areas of rice growing in the basin of river Betume. The monitoring was conducted bimonthly from March 2013 to December 2014 and the contamination risk analysis was performed using criteria of Environmental Protection Agency (EPA), GUS index and GOSS method. The results showed the presence of the following active ingredients: chlorpyrifos, tebuconazole and tetraconazole, where the resolution CONAMA 357/05 does not include the tolerance limits of pesticides in water for environmental protection for these products. When compared with the European Community standards, the concentrations of tebuconazole and chlorpyrifos were above the tolerance limit. In addition, 11 parameters were analyzed among them was observed that the OD, nitrate, phosphorus, thermotolerant coliforms, turbidity, pH, DBO, DQO and temperature, which were compared to the limits established by Resolution CONAMA 357/2005. The low OD concentrations for the São Francisco River and the drainage of bitumen indicate possible anthropogenic interference with the aquatic environment, as occurs with high total phosphorus concentrations in the rainy and dry season. These rates nonstandard the established limit, mainly occur during the rice harvest in November and December, in which lots of planting to harvest are emptied and the backwaters are drained for bitumen river. The presence of fecal coliforms indicates that water from rivers monitored stations of E1, E2 and E3 is contaminated, probably due to domestic sewage and / or agropastoral. The presence of pesticides in the region shows the population of the risks of contamination, so preventive measures in handling and application of pesticides must be taken to ensure water quality.

Keyword: Environmental monitoring, contamination of surface and ground water and rice growing.

2.3. INTRODUÇÃO

O aumento da atividade agrícola desenvolvida em áreas de mananciais tem causado preocupação quanto ao potencial de contaminação, decorrentes das aplicações de agrotóxicos (GRÜTZMACHER et al., 2008). As ações antrópicas e a falta de proteção desses mananciais podem implicar em sérios problemas relacionados à potabilidade, aumentando os riscos sanitários e inviabilizando o emprego de técnicas de tratamento mais simples e menos onerosas.

Uma maior demanda de uso dos agrotóxicos está relacionada com o aumento da produção agrícola, no entanto os efeitos podem ocasionar riscos à saúde dos consumidores e manipuladores, como também ao meio ambiente (RAMBOW et al., 2014). Um dos maiores problemas relacionados com o uso de agrotóxico é que a maior parte aplicada não atinge os organismos, sendo assim, carregada pelas águas das chuvas, percolando ou volatilizando, representando uma ameaça aos ecossistemas como um todo (MANSANO et al., 2013).

Sendo assim, a agricultura pode estar contribuindo para a contaminação dos recursos hídricos, que ocorre de maneira pontual por fontes de poluição concentrada no espaço, ou difusa que se dá por via escoamento superficial ou percolação. Como exemplo, tem-se a cultura do arroz irrigado que durante o seu manejo o uso de agrotóxico pode contaminar o meio ambiente através da lixiviação ou pelo escoamento superficial (SANTOS et al., 2014).

As normas vigentes no país (CONAMA 357/05 e Portaria MS Nº 2914/11), na avaliação da qualidade da água, utilizam parâmetros de quantificação de algumas das suas propriedades e comparam com valores limite em função dos usos múltiplos. Dentre elas podemos citar o abastecimento público, proteção de comunidades aquáticas, recreação e irrigação. Com isso, há necessidade de efetivar o gerenciamento dos recursos hídricos, visando estimular a avaliação e o monitoramento da qualidade da água, em relação aos seus padrões físicos, químicos e biológicos (KNAPIK et al., 2009).

Dentro desse contexto, o monitoramento da qualidade da água torna-se um dos principais instrumentos de sustentação de uma política de planejamento e gestão de recursos hídricos, visto que funciona como um sensor que possibilita o acompanhamento do processo de uso dos cursos hídricos, apresentando seus efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental (LELI et al., 2010).

A determinação da probabilidade dos agrotóxicos de atingirem às águas subterrâneas e superficiais, é normalmente efetuada com base em índices de particionamento, considerando as propriedades físico-químicas e persistência no ambiente, como Groundwater Ubiquity

Score (GUSTAFON, 1989), os critérios da Environmental Protection Agency (COHEN et al., 1995) e o método GOSS (1992). (SANCHES et al., 2003).

Diante deste contexto, o objetivo desse estudo consiste em avaliar o risco de contaminação das águas superficiais e monitorar a qualidade da água no rio Betume no que tange o uso dos agrotóxicos e os parâmetros físico-químicos na rizicultura.

2.4. MATERIAL E MÉTODOS

O perímetro irrigado Betume (Figura 2.1), iniciou suas atividades em 1978 e está localizado entre os municípios de Neópolis, Ilha das Flores e Pacatuba no Baixo São Francisco nas coordenadas 24L 765.470; 8.850.015 (UTM). Os pontos de monitoramento são: Estação-1, rio São Francisco (UTM 24L 765584; 8850701), Estação-2, drenagem do Betume (UTM 24L 766820; 8847094) e Estação-3, rio Betume (UTM 24L 763967; 8848187).

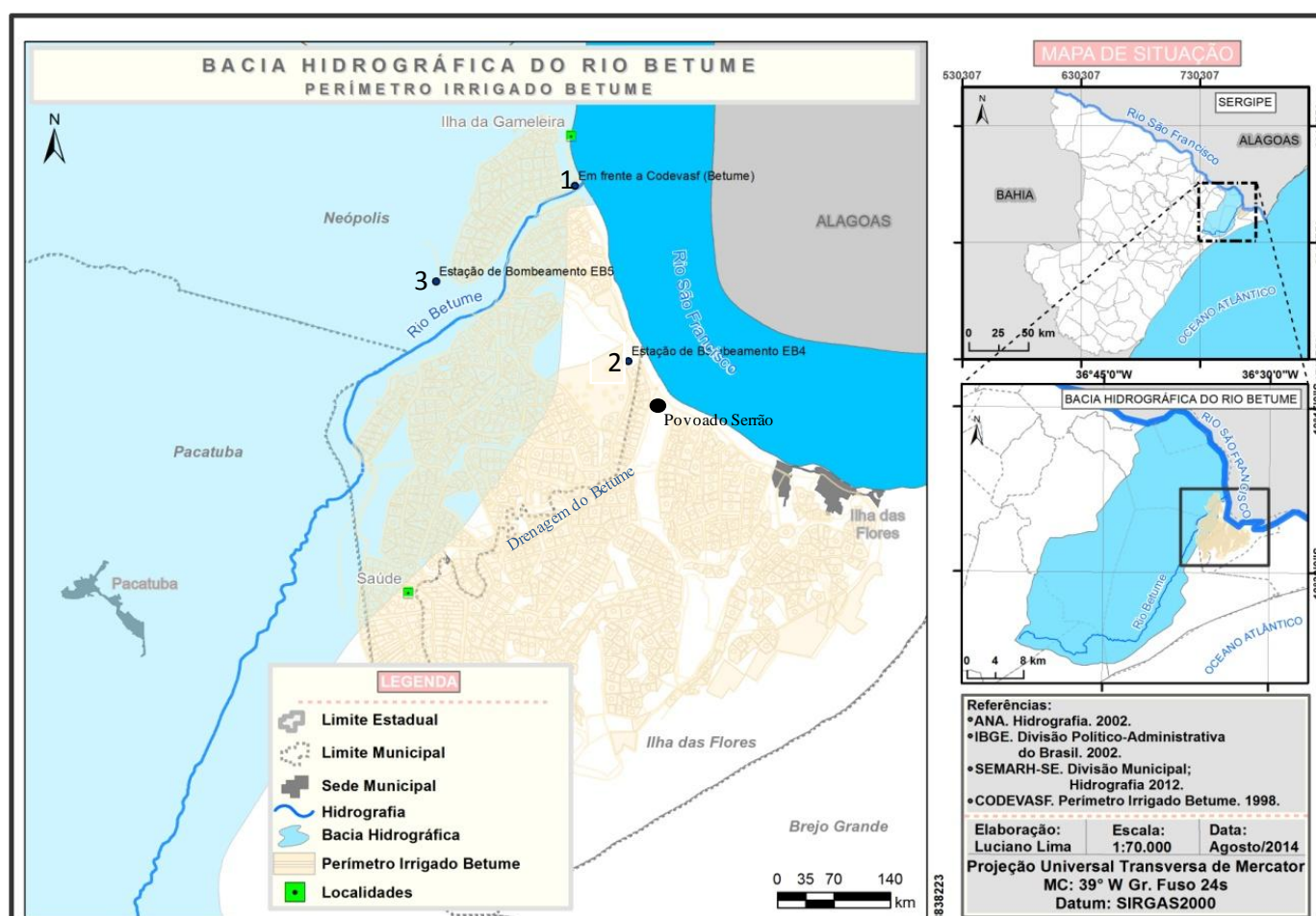


Figura 2.1 - Localização do perímetro irrigado Betume, Sergipe.Fonte: ANA, 2002

Esta região é caracterizada pela ocorrência de várzeas inundáveis nas margens do Rio do São Francisco, com solos hidromórficos e aluviais nas partes mais baixas do relevo. Estes solos estão em áreas de topografia plana, são muito argilosos de boa fertilidade, moderadamente ácidos e apresentam baixa taxa de infiltração. Nas áreas pouco mais altas, de relevo plano, fora das várzeas, mas ainda no domínio do perímetro predominam solos arenosos (neossolos quartzarênicos) (VARGAS, 1999).

As temperaturas médias anuais variam de 22 °C a 28 °C, com umidade relativa de 76% e uma insolação de 2.700 h.ano⁻¹ (BARROS e CASTRO, 2000). No perímetro irrigado Betume, no município de Neópolis - SE, há cerca de 450 pequenos produtores que cultivaram 1.392 ha de arroz no ano de 2014. Além disso, a região tem o índice pluviométrico superior a 840 mm por ano (SERGIPE, 2012).

Avaliação dos riscos de contaminação dos agrotóxicos nas águas subterrâneas e superficiais

A primeira etapa da pesquisa foi identificar os principais agrotóxicos utilizados na região do perímetro irrigado Betume. Foram realizadas 15 entrevistas com os irrigantes e produtores rurais, como também em pontos de venda de agrotóxicos na região de Aracaju, Propriá e Neópolis. Nestas entrevistas foram anotados os principais agrotóxicos comercializados para rizicultura. Estas informações foram utilizadas como base para identificar as características e propriedades físico-químicas dos agrotóxicos por meio de pesquisa na Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA e no banco de dados Pesticide Properties Database - PPD (EXTOXNET, 2010).

Para a análise de riscos utilizou-se o índice de Groundwater Ubiquity Score (GUSTAFON, 1989), os critérios da Environmental Protection Agency (COHEN et al., 1995) e o método GOSS (1992). Esses métodos permitem avaliar a capacidade de provável risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, por meio de informações sobre os princípios ativos.

O índice Groundwater Ubiquity Score - GUS avalia o potencial de contaminação de água subterrânea por agrotóxico segundo a Equação 2.1.

$$GUS = \log \left(t^{\frac{1}{2}}_{\text{solo}} \right) \times (4 - \log(Koc)) \quad \text{eq. (2.1)}$$

Em que:

$t^{\frac{1}{2}}_{\text{solo}}$ = meia vida do produto no solo (dias);

K_{oc} = coeficiente de adsorção ao carbono orgânico ($L.kg^{-1}$).

Após a obtenção do valor do índice de GUS, o princípio ativo (p.a.) é classificado em uma das categorias, definidas por faixas pré-estabelecidas, conforme os seguintes intervalos:

- a) $GUS \leq 1,8$ = Não sofre lixiviação;
- b) $1,8 < GUS < 2,8$ = Faixa de Transição;
- c) $GUS \geq 2,8$ = Provável Lixiviação.

Outra forma utilizada para avaliar a capacidade de transporte de agrotóxico, é o critério da EPA (COHEN et al., 1995). Os princípios ativos que obedecerem às condições abaixo oferecem maior potencial de risco de transporte e, conseqüente tendência à contaminação, principalmente de águas subterrâneas:

- a) solubilidade em água $> 30 \text{ mg L}^{-1}$;
- b) coeficiente de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}) 300 a 500 mL g^{-1} ;
- c) constante de Henry (kH) $< 10^{-2} \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$;
- d) meia vida no solo ($t_{1/2} \text{ solo}$) > 14 a 21 dias;
- e) meia vida na água ($t_{1/2} \text{ água}$) > 175 dias.

O método proposto por GOSS (1992), utiliza um conjunto de cláusulas e regras, apresentadas em intervalos matemáticos, pelos quais se faz a avaliação do potencial de transporte de agrotóxico associado ao sedimento ou dissolvido em água superficial (Tabela 2.1). As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios acima são consideradas como tendo potencial médio para contaminarem águas superficiais.

Segundo Pessoa et al., (2007) para calcular os valores do índice de GUS, critérios EPA e o método de GOSS foi utilizado o programa AGROSCRE da Embrapa, que faz a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxico mediante o fornecimento dos dados físico-químicos de cada princípio ativo (BRITTO et al., 2012).

Calculados os riscos de contaminação dos princípios ativos quanto a contaminação das águas superficiais e subterrâneas foi definido 1(um) ponto de monitoramento a jusante das plantações de arroz para coleta de água no rio Betume, visando identificar resquícios de contaminações provocadas pelos agrotóxicos.

Tabela 2.1. Método proposto por GOSS.

A) Potencial de transporte associado ao sedimento			
	$t_{1/2\text{solo}}$ (d)	Koc (mL g ⁻¹)	Ws (mg L ⁻¹)
Alto Potencial	≥ 40	≥ 1000	–
	≥ 40	≥ 500	≤ 0,5
Baixo Potencial	< 1	–	–
	≤ 2	≤ 500	–
	≤ 4	≤ 900	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 500	≥ 0,5
	≤ 40	≤ 900	≥ 2
B) Potencial de transporte dissolvido em água			
	$t_{1/2\text{solo}}$ (d)	Koc (mL g ⁻¹)	Ws (mg L ⁻¹)
Alto Potencial	> 35	< 100000	≥ 1
	< 35	≤ 700	≥ 10 e ≤ 100
Baixo Potencial	–	≥ 100000	–
	≤ 1	≥ 1000	–
	< 35	–	< 0,5

$t_{1/2}$: meia-vida no solo (dias); Koc: coeficiente de absorção de matéria orgânica (mL g⁻¹); Ws: solubilidade em água (mg L⁻¹). Fonte: Milhome et al. (2009).

O ponto de coleta localizou-se próximo a Estação de Bombeamento EB5 (Estação 3), coordenadas 24L 763967; 8848187 (UTM). O período de coleta de amostragem de água foi de março de 2013 a dezembro de 2014, realizados por meio de coleta bimestral, totalizando 12 amostras, na camada superficial do rio em estudo. Os recipientes utilizados para coleta das amostras foram de vidro âmbar, previamente lavados e descontaminados, com papel alumínio na boca do recipiente antes da tampa com rosca e armazenado em caixa de isopor de 50 L com bastante gelo para o transporte. A partir das análises realizadas foi possível identificar a qualidade da água em seus respectivos períodos do ano seco e chuvoso. As amostras de água foram acondicionadas e enviadas ao laboratório sendo analisadas pelo método Multirésíduos utilizando extração líquido-líquido, a quantificação foi realizada no cromatógrafo a gás, com detectores de captura de elétrons e cromatógrafo líquido (QUEIROZ et al., 2003; SILVÉRIO et al., 2012; PEIXE, et al., 2006).

Avaliação do Parâmetros Físico-químico da água

Para as campanhas de qualidade da água dos parâmetro físico-químico foram realizadas 22 campanhas de amostragem divididas em coletas mensais em cada estação de monitoramento, iniciadas no mês de Março de 2013 a Dezembro de 2014. As amostras de água foram coletadas na camada superficial, utilizando os procedimentos de coleta e conservação, seguindo os padrões de higiene e controle de amostragem descrita por Apha (2005).

As análises obedeceram às metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. da metodologia analítica adotada (APHA, 2005).

Parâmetros	Metodologia	Standart Methods
pH	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	----
OD	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	----
DBO	SMEWW, 2012	5210-D
DQO	SMEWW, 2012	4500-O C
STD	SMEWW, 2012	5220-D/Nova 60 Merck
Fósforo Total	SMEWW, 2012	4500-P E
Condutividade	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	----
Cloretos	SMEWW, 2012	4500-CI B
Turbidez	SMEWW, 2012	2130-B
Nitrato	Cromatografia Iônica	US EPA 300.0
Coliformes Termotolerantes	SMEWW, 2012	9221-B

Fonte: Laboratório ITPS e LQA. Sonda Multiparâmetros.

Os dados obtidos no monitoramento e nos cálculos das cargas foram analisados por meio de estudos estatísticos preliminares e de estatísticas básicas sugeridas por Sperling (2005). Com isso, foi possível fazer a organização e a caracterização do comportamento das condições de qualidade da água nas três estações de monitoramento. As estatísticas básicas foram desenvolvidas em planilhas Excel (Microsoft) para todos os parâmetros analisados neste estudo. Os resultados estatísticos, compreendidos pela caracterização amostral, medidas de tendência central, medidas de variação e medidas de posicionamento relativo, foram representados em Tabelas e gráficos do tipo séries temporais (VASCO, 2011).

2.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 19 princípios ativos comumente utilizados e formulados isoladamente ou em misturas, compreendendo 19 marcas comerciais, distribuídos ao longo de 13 grupos químicos diferentes (Tabela 2.3). Desde à criação do perímetro irrigado Betume, vem-se realizando frequentemente práticas agrícolas entre as quais, a aplicação dos agrotóxicos, que tem como objetivo manter a produtividade da rizicultura irrigada.

Na região do perímetro irrigado Betume, as principais atividades é a rizicultura e a criação de gado de corte. Durante a entressafra da cultura do arroz alguns agricultores utilizam restos da palhada da cultura do arroz como pastejo. Por conta das práticas realizadas na região, é encontrada facilmente a utilização de agrotóxicos dos grupos químicos piretroide, imidazolinona, triazol e estrobilurina sendo todos eles registrados para a cultura do arroz ou

para o controle de exoparasitas “carrapato”. Todos os grupos de princípios ativos estão registrados junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e na Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Sergipe.

Tabela 2.3. Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos agrotóxicos, a 20 - 25 °C, usados na região do rio Betume.

Princípio Ativo*	Grupo Químico	Uso ^a	T ^{1/2} Solo ^b	T ^{1/2} Água ^c	Koc ^d	Ws ^e	Vp ^f	KH ^g	Clas Toxic ^h
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	O	34	39	46	27600	1,8E-07	0,011	I
Bispiribaque-sódico	Ácido Pirimidiniloxibenzóico	O	138	3	2,09E-03	73300	3,00E-11	5,05E-09	II
Cipermetrina	Piretroide	O	60	179	82900	0,01	0,02	2,30E-04	II
Clorpirifós	Organofosforados	R/O	50	25,5	8151	1,05	4,78E-01	2,40E-05	II
Deltametrina	Piretroide	O	23	92	460.000	2,00E-06	3,13E-02	1,24E-02	III
Epoxiconazol	Triazol	O	354	350	1073	7,1	4,71E-04	1E-07	III
Imazapique	Imidazolinona	R/O	140	30	206	36000	0,3	2,50E-03	II
Imazatapir	Imidazolinona	R/O	90	3	100	13000	1,30E-03	1,20E-07	III
Ivermectina	Organofosforados	O	36	45	14100	7,50E-03	4,1E-08	1,10E-11	I
Lambda-cialotrina	Piretroide	O	25	7	0,18	5,00E-03	2,00E-02	2,00E-04	III
Mancozebe	Ditiocarbamato	O	70	13	2000	6,2	5,90E-04	1,00E-05	III
Piraclostrobina	Estrobilurina	O	32	660	11000	1,9	5,31E-06	2,60E-05	II
Pirazossulfurom-etílico	Sulfoniluréia	R/O	28	15	250	9,8	1,00E-02	4,00E-05	III
Tebuconazol	Triazol	O	62	42	769	36	1,00E-05	1,07E-06	III
Tetraconazol	Triazol	O	403	-	3,2838	1500	-	1,80E-01	II
Tiametoxam	Neonecotinoide	R/O	50	180	56,2	4100	4,70E-10	6,6E-06	III
Tiofanato-Metílico	Benzimidazol	O	10	36	1830	3,5	0,000081	7,12E-08	III
Triciclazol	Benzotiazol	O	21	92	169	0,536	5,86E-07	1,00E-07	II
Trifloxistrobina	Estrobilurina	O	7	40	2377	0,61	2,30E-03	0,024	III

Nomenclatura de acordo com as regras brasileiras*; “-” valor não encontrado na literatura ou não calculado por falta de parâmetros; a = usos na cultura da cana-de-açúcar: R - Pré-emergente; O - Pós-emergente; M - Maturador; b = meia-vida no solo, em dias; c = meia-vida na água, em dias; d = coeficiente de adsorção normalizado pela fração de carbono orgânico do solo (L kg⁻¹); e = solubilidade em água (mg L⁻¹); f = pressão de vapor, em MPa., g = constante de Henry kH.; h = classe toxicológica (I – extremamente tóxico; II – altamente tóxico; III – medianamente tóxico; IV – pouco tóxico). Dados extraídos de: (PPDB, 2010 e Exttoxnet, 2010).

Segundo Silva et al. (2007), a persistência de um determinado composto no ambiente é determinado geralmente pela meia-vida, que significa o tempo necessário para que ocorra a dissipação de pelo menos 50% da quantidade de agrotóxico aplicada inicialmente. Alguns princípios ativos apresentaram elevados valores de persistência na água como por exemplo: cipermetrina, epoxiconazol, piraclostrobina e tiametoxam (Tabela 2.4). Estes princípios ativos apresentaram alta persistência no solo ou na água, aumentando os possíveis danos ao meio ambiente, pois os mesmos têm potencial para uma possível contaminação de águas subterrâneas, como em casos de lençóis freáticos não confinados.

Tabela 2.4. Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, pelo índice de GUS, e critérios da EPA.

Princípio Ativo*	Grupo Químico		GUS	EPA
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	L	3,579437	L
Bispiribaque-sódico	Ácido Pirimidiniloxibenzóico	L	14,29408	L
Cipermetrina	Piretroide	NL	-1,633329	L
Clorpirifós	Organofosforados	NL	0,150850	L
Deltametrina	Piretroide	NL	-2,264224	L
Epoxiconazol	Triazol	T	2,471005	L
Imazapique	Imidazolinona	L	3,618657	L
Imazatapur	Imidazolinona	L	3,908485	L
Ivermectina	Organofosforados	NL	-0,232230	L
Lambda-cialotrina	Piretroide	L	6,632845	L
Mancozebe	Ditiocarbamato	NL	1,289668	L
Piraclostrobina	Estrobilurina	NL	-6,23E-02	L
Pirazossulfurom-étílico	Sulfoniluréia	T	2,318434	L
Tebuconazol	Triazol	T	1,996857	L
Tetraconazol	Triazol	L	9,075902	L
Tiametoxam	Neonecotinoide	L	3,823131	L
Tiofanato-Métílico	Benzimidazol	NL	0,737549	L
Triciclazol	Benzotiazol	T	2,343123	L
Trifloxistrobina	Estrobilurina	NL	0,527317	L

Resultados fornecidos pelo programa AGROSCORE, GUS = Índice do potencial de lixiviação, onde L= Provável lixiviação; NL = Não lixívia; T = Faixa de transição; EPA = avaliação pelo critério da EPA (onde NA= Não avaliado por falta de informações; L = Provável lixiviação, NL = Não sofre lixiviação).

Na Tabela 2.4 é possível observar os resultados das análises de potencial de contaminação da água subterrâneas pelos princípios ativos mais utilizados na produção de arroz na região do perímetro irrigado Betume, conforme os critérios “screening”, sugeridos pelo EPA e pelo índice GUS. Perante o índice GUS os princípios ativos 2,4-D, bispiribaque-sódico, imazapique, imazatapur, lambda-cialotrina, tetraconazol e tiametoxam apresentaram possíveis contaminações das águas subterrâneas. Por outro lado, alguns princípios ativos encontraram-se em zona de transição como por exemplo: epoxiconazol, pirazossulfurom-étílico, tebuconazol e triciclazol. Já os demais princípios ativos quando analisados pelo EPA mostraram tendência à contaminação.

Comparando os dados da Tabela 2.3 e Tabela 2.4, pelo método GUS, os dados de meia-vida do solo ($T^{1/2}$ solo) e de coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (Koc), referente ao 2,4-D, bispiribaque-sódico, imazapique, imazatapur, lambda-cialotrina, tiametoxam e o tetraconazol apresentaram tendência à lixiviação para águas subterrânea. Observando os métodos utilizados no presente trabalho foi possível notar certas características de análise de cada método, ou seja, ao comparar o GUS com o EPA, nota-se que quanto menor o valor do Koc o princípio ativo sofrerá provável lixiviação, pois o mesmo terá baixa capacidade de ser

adsorvido pela matéria orgânica existente no solo e consequentemente sofrerá lixiviação e/ou percolação, e assim contaminando os recursos hídricos existentes.

De acordo com o índice GUS os resultados mostrados na Figura 2.2 demonstram que dos 19 princípios ativos mais utilizados e calculados pelo método GUS, 7 princípios ativos apresentaram valores que indicam um provável risco de lixiviação ($GUS \geq 2,8$), sendo que o lambda-cialotrina, tetraconazol e bispiribaque-sódico apresentaram os maiores valores para o índice GUS, de 6,63, 9,07 e 14,29 respectivamente.

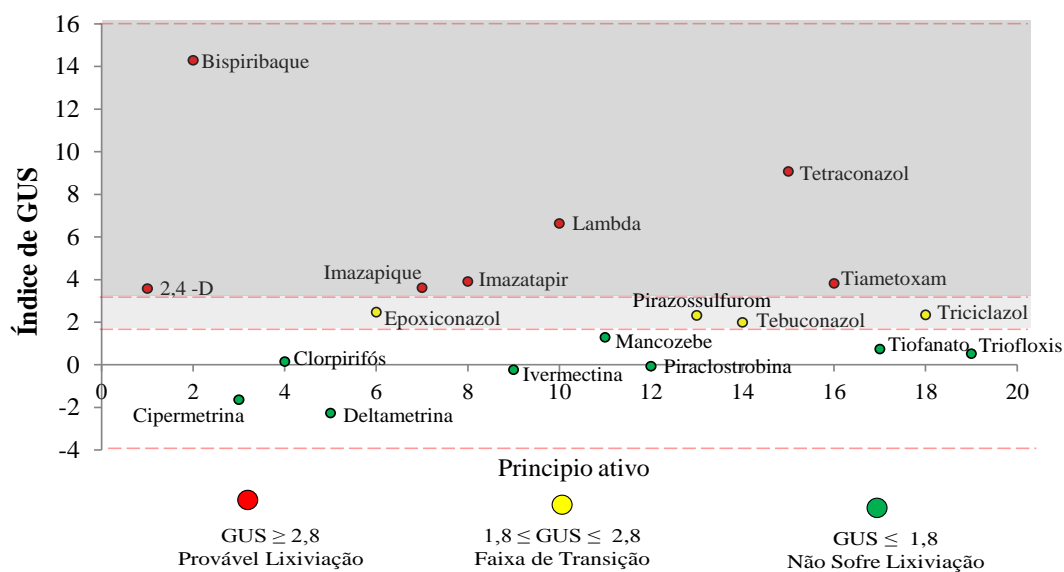


Figura 2.2 - Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de GUS, no rio Betume.

Estes valores indicam uma grande possibilidade destas moléculas lixivarem e assim, contaminar os rios, lagos e águas subterrâneas da região onde foram aplicados. Resultados semelhantes foram encontrados na bacia hidrográfica do Pantanal Mato-Grossense e em lavouras de arroz irrigado na Lagoa Mirim no Rio Grande do Sul (DORES e CALHEIROS, 2008; GOMES e BARIZON, 2014).

Oito princípios ativos não sofrem lixiviação ($GUS \leq 1,8$) e nem mesmo percolação nos perfis do solo são eles: deltametrina, cipermetrina, piraclostrobina, clorpirifós, trifloxistrobina, tiofanato-metílico, mancozebe e ivermectina. Já o tebuconazol, pirazossulfurom-etílico, epoxiconazol e o triciclazol apresentaram valores na faixa de transição ($1,8 \leq GUS \leq 2,8$) podendo ou não lixiviar no solo (Figura 2.2).

Os agrotóxicos, que estão sendo evidenciados na contaminação dos rios, foram divididos em duas classes: aqueles que podem ser transportado através da sua dissolução em água e aqueles que são transportados associados aos sedimentos em suspensão existentes no corpo hídrico, de acordo com o método GOSS.

Dentre os princípios ativos com alto potencial de transporte dissolvidos em água estão: bispiribaque-sódico, clorpirifós, epoxiconazol, imazapique, imazatapir, mancozebe, tebuconazol, tetraconazol e tiametoxam. Sendo os agrotóxicos que apresentam maior capacidade de transporte sedimentos são eles: cipermetrina, clorpirifós, epoxiconazol e mancozebe (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Classificação dos princípios ativos pelo método GOSS obtido com o programa AGROSCRE no rio Betume.

Princípio Ativo*	Grupo Químico	GOSS	
		Sedimento	Dissolvido
2,4-D	Ácido Ariloxialcanóico	B	M
Bispiribaque-sódico	Ácido Pirimidiniloxibenzóico	M	A
Cipermetrina	Piretroide	A	M
Clorpirifós	Organofosforados	A	A
Deltametrina	Piretroide	M	B
Epoxiconazol	Triazol	A	A
Imazapique	Imidazolinona	M	A
Imazatapir	Imidazolinona	M	A
Ivermectina	Organofosforados	M	M
Lambda-cialotrina	Piretroide	M	B
Mancozebe	Ditiocarbamato	A	A
Piraclostrobina	Estrobilurina	M	M
13-Pirazossulfurom- étílico	Sulfoniluréia	B	M
Tebuconazol	Triazol	M	A
Tetraconazol	Triazol	M	A
Tiametoxam	Neonecotinoide	M	A
Tiofanato-Métílico	Benzimidazol	M	M
Triciclazol	Benzotiazol	B	M
Trifloxistrobina	Estrobilurina	M	M

A - Alto potencial de transporte; B - baixo potencial de transporte; M - médio potencial de transporte e NA - não analisado

Nas coletas de água bimestrais, realizadas durante o período de março de 2013 a dezembro de 2014, foram detectados três princípios ativos utilizados nas práticas agrícolas da região do perímetro irrigado Betume são eles: clorpirifós, tebuconazol e o tetrabuconazol com seus respectivos nomes comerciais Colosso, Nativo e Domark. A presença destes agrotóxicos no rio Betume foi detectada nos meses de novembro de 2013, março, outubro e dezembro de 2014. Não foram encontradas concentração que superiores ao Limite de Quantificação (LQ): 0,03 µg.L⁻¹ nas demais amostras realizadas (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 - Concentração do Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole no período chuvoso e seco.

Data da coleta	Precipitação Mensal (mm)	rio Betume		
		Clorpirifós ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Tebuconazole ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Tetraconazole ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
14/03/2013	37,25	<LD	<LD	<LD
27/05/2013	200,5	<LD	<LD	<LD
25/07/2013	202,9	<LD	<LD	<LD
23/09/2013	48,3	<LD	<LD	<LD
20/11/2013	93,75	<LD	0,48	<LD
28/01/2014	9,75	<LD	<LD	<LD
17/03/2014	73	0,12	<LD	<LD
14/05/2014	253,5	<LD	<LD	<LD
15/07/2014	238,25	<LD	<LD	<LD
20/08/2014	102,5	<LD	<LD	<LD
14/10/2014	202,75	<LD	0,08	<LD
03/12/2014	18,25	<LD	0,09	0,08

Nota: < LD - Valor abaixo do Limite de Detecção do método.

Precipitação média mensal dos últimos 12 anos (2003 a 2014)

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05 que estabelece os limites máximos de contaminantes em águas, não contemplam a maioria dos agrotóxicos em uso atualmente como o clorpirifós, tebuconazol e tetraconazole.

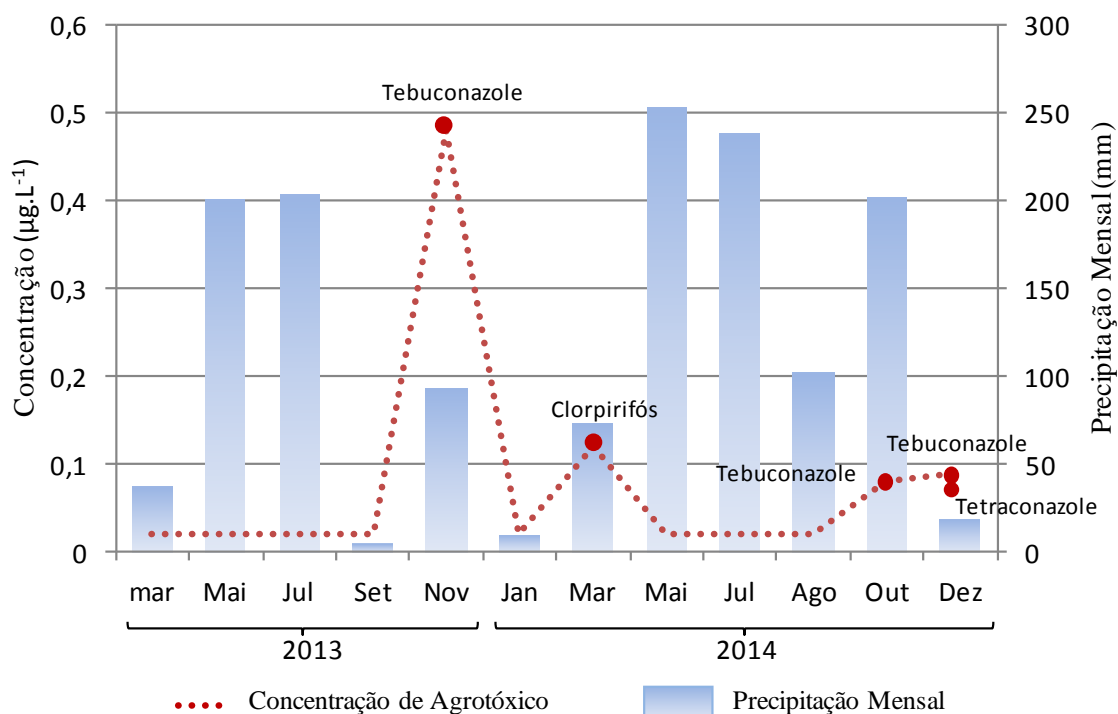


Figura 2.3 - Comportamento da precipitação mensal ocorrida no rio Betume de 03/2013 a 12/2014, e a concentração dos princípios ativos clorpirifós, tebuconazol e tetraconazole.

Para a Portaria MS Nº 2914/2011 o valor máximo permitido (VMP) para o clorpirifós é de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ e o tebuconazol é de $180 \mu\text{g L}^{-1}$ em água destinada ao consumo humano proveniente de sistema e solução alternativa de abastecimento de água. Comparando aos valores detectados no monitoramento, estes estão bem abaixo do VMP. Para o Tetraconazole não se tem limite de tolerância (BRASIL, 2011).

Quando comparados com o padrão de potabilidade da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), tem-se os limites máximos de $28 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,028 \text{ mg.kg}^{-1}$) para ingestão diária aceitável (IDA) pelo homem para qualquer agrotóxico dissolvido na água (Exttoxnet, 2010). Os valores detectados no rio Betume estão abaixo da IDA.

A permissão de uso de agrotóxicos está condicionada há vários estudos, entre eles a toxicidade avaliada pela determinação da ingestão diária aceitável (IDA) e do limite máximo de resíduo (LMR). IDA é expressa em mg.kg^{-1} de massa corpórea, estabelecida por longa avaliação toxicológica em animais experimentais, definida como sendo “a quantidade de uma substância química que pode ser ingerida diariamente pelo homem durante toda a vida, sem risco apreciável a sua saúde, à luz dos conhecimentos disponíveis na época da avaliação (LIMA e CORREA, 2015). Segundo a ANVISA o LMR do tebuconazole no feijão é de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ ($0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$) portanto, os valores detectados no rio Betume estão abaixo do LMR (ANVISA, 2011).

Ainda quando comparados com a Comunidade Europeia esta admite concentração máxima de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para qualquer agrotóxico em águas destinadas para consumo humano e em $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para o total de resíduos, sem deixar claro se deve, ou não, considerar também produtos de transformação (FILIZOLA et al., 2002; ARMAS et al., 2007). Tanto o clorpirifós, como o tebuconazole apresentaram valores acima do limite de tolerância.

Outro fato, é a presença do princípio ativo, clorpirifós, um carrapaticida que foi constatado durante a entressafra do arroz no período de fevereiro a maio. Neste época é comum o gado se alimentar da palhada do arroz, que fica disponível após a colheita do grão. O nome comercial deste produto é o Colosso que combate o carrapato do gado, e tem como princípio ativo o Clorpirifós.

No caso do tebuconazole e tetraconazole as suas concentrações foram detectadas em novembro de 2013, outubro e dezembro de 2014. Nos demais meses não foi possível detectar sua presença, pois o princípio ativo não existia na água ou estava abaixo do limite de detecção dos métodos utilizados em laboratório.

O Tebuconazole tem seu produto comercial chamado Nativo, que é um fungicida e combate as doenças Cária-do-grão (*Tilletia barclayana*), Brusone (*Pyricularia grisea*) e a Mancha-parda (*Bipolaris oryzae*). Os trabalhadores iniciaram o uso deste agrotóxico, para combater a doença do Brusone. Este é o agente causal da doença, *Pyriculariagrisea* (Cooke) Sacc, que possui capacidade de infectar várias gramíneas dentre elas o arroz. A enfermidade desenvolve rapidamente quando existem condições adequadas como: períodos de orvalho e associados a chuvas leves, as quais mantêm a umidade sobre as folhas (SCHEUERMANN e EBERHARDT, 2011).

Durante o período das campanhas e em contato com produtores do perímetro irrigado Betume, pude presenciar o combate a doença do Brusone em algumas propriedades, que por orientação técnica dos técnicos agrônomos da região, foi prescrito o uso do fungicida Nativo para combater a doença e evitar a queda da produtividade das lavouras de arroz.

É possível observar na Tabela 2.7 os resultados obtidos por meio das análises realizadas nas estações de monitoramento E1 (Rio São Francisco), E2 (Drenagem do Betume) e E3 (Rio Betume). Durante o período de coleta houve variações nos valores obtidos por meio das análises laboratoriais em todas as estações de monitoramento entre os períodos chuvoso e seco.

Tabela 2.7. Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade da água monitorados no período chuvoso e seco para as estações de monitoramento.

Parâmetros	Estação	Período Chuvoso				Período Seco				CONAMA Classe 2
		NA ¹	Max ²	Min ³	Méd ⁴	NA	Max	Min	Méd	
pH	1	10	8,45	5,78	7,57	12	8,14	6,28	7,36	6-9
	2	10	7,70	5,48	6,88	12	7,57	5,40	6,65	
	3	10	7,43	6,18	6,78	12	7,20	5,66	6,56	
OD (mg.L ⁻¹)	1	10	7,00	3,20	5,04	12	7,92	4,50	6,12	>=5,0
	2	10	6,13	0,50	3,86	12	6,37	0,56	3,98	
	3	10	7,20	0,07	2,72	12	7,18	0,38	3,09	
DBO (mg.L ⁻¹)	1	10	43,97	8,70	20,81	12	52,25	2,70	21,69	5,0
	2	10	89,71	8,20	33,58	12	61,45	1,36	26,39	
	3	10	49,80	3,80	20,94	12	81,62	3,20	26,43	
DQO (mg.L ⁻¹)	1	10	144,26	18,00	83,87	12	174,05	20,00	59,52	800
	2	10	240,00	14,70	90,48	12	226,27	20,60	62,59	
	3	10	800,00	8,00	153,08	12	261,08	11,10	84,94	
STD (mg.L ⁻¹)	1	10	77,49	35,00	49,76	12	70,19	32,00	49,60	500
	2	10	298,00	68,04	157,10	12	177,22	31,50	124,33	
	3	10	148,80	68,23	97,24	12	132,00	56,00	95,93	
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	1	10	0,03	0,01	0,02	12	0,070	0,02	0,04	0,025
	2	10	0,12	0,03	0,05	12	0,16	0,03	0,07	
	3	10	0,17	0,01	0,05	12	0,21	0,01	0,07	
Condutividade (μS cm ⁻¹)	1	10	138,38	58,64	94,35	12	147,40	75,28	106,47	--
	2	10	555,70	113,65	280,76	12	470,00	108,12	291,12	
	3	10	457,50	102,00	234,84	12	301,00	108,70	108,70	
Turbidez	1	10	28,00	1,20	10,43	12	47,00	0,40	10,21	100

(UNT)	2	10	116,00	29,20	66,58	12	270,00	6,20	124,35	10,0
	3	10	60,00	3,60	24,62	12	186,00	1,40	54,33	
	1	10	0,70	0,25	0,44	12	0,63	0,07	0,18	
Nitrato (mg L ⁻¹)	2	10	0,57	0,07	0,25	12	0,35	0,07	0,14	10,0
	3	10	0,74	0,18	0,35	12	0,25	0,08	0,16	
	1	10	29,00	25,50	27,02	12	28,28	24,50	26,07	
Temperatura (°C)	2	10	28,60	26,60	27,60	12	31,00	27,10	28,94	--
	3	10	28,30	25,50	26,48	12	29,89	27,00	28,32	
	1	10	70000	5,00	8,27	12	9400	140	5006	
Coliformes Termotolerantes (Nx10 ²)	2	10	7000	1,80	2040	12	110000	7,73	20021	1000
	3	10	6100	14,00	2348	12	17000	68,00	2971	
	1	10	26,51	4,11	14,72	12	17,30	2,55	7,49	
Cloretos (mg L ⁻¹)	2	10	70,15	26,64	38,77	12	59,69	15,21	43,55	250
	3	10	52,04	24,36	35,29	12	60,85	11,62	32,92	

NA¹: Número de amostras analisadas. ² Valor Máximo. ³ Valor mínimo. ⁴ Média Aritmética dos valores. <L.D – Valores abaixo do Limite de Detecção do Método (0,01 mg L⁻¹ fósforo total).

Oxigênio Dissolvido (OD) e Temperatura (°C)

Nota-se por meio do gráfico da Figura 2.4A que os valores médios de OD para a E2 e E3 no período chuvoso (3,86 e 2,72) e seco (3,98 e 3,09) estão fora do limite estabelecido pelo CONAMA 357/05, que determina um valor mínimo de 5 mg.L⁻¹, para classe 2. As estações E2 e E3 obtiveram valores abaixo de 1,0 mg L⁻¹ no mês de maio no período chuvoso e dezembro no período seco respectivamente, o teor de OD constitui um dos principais parâmetros hidrológicos de avaliação da qualidade das águas e de possíveis impactos ambientais, tais como, eutrofização e poluição orgânica (LIRA, 2008).

Os valores encontrados abaixo do limite do CONAMA estão associados à presença de matéria orgânica no corpo hídrico (resíduo de produção agrícola) nas estações E2 e E3, que estão enquadrados Classe 3 ou 4.

Um dos parâmetros que influencia na concentração de OD nas águas, é a temperatura, que segundo a Lei de Henry, a concentração de saturação de oxigênio varia em função da temperatura, da pressão e da salinidade da água. No período seco a temperatura da água, ultrapassou 30°C nos meses de fevereiro e março na estação 2 (Figura 2.4B). Foi possível observar a ausência de mata ciliar, e a vazão reduzida na estação de monitoramento que favoreceu o incremento da temperatura na água superficial.

Segundo o Silva, (2008) o controle das espécies aquáticas precisa de uma temperatura que possa variar entre 0°C e 30°C, acima destes valores podem prejudicar a migração, desova e incubação do ovo das espécies aquáticas.

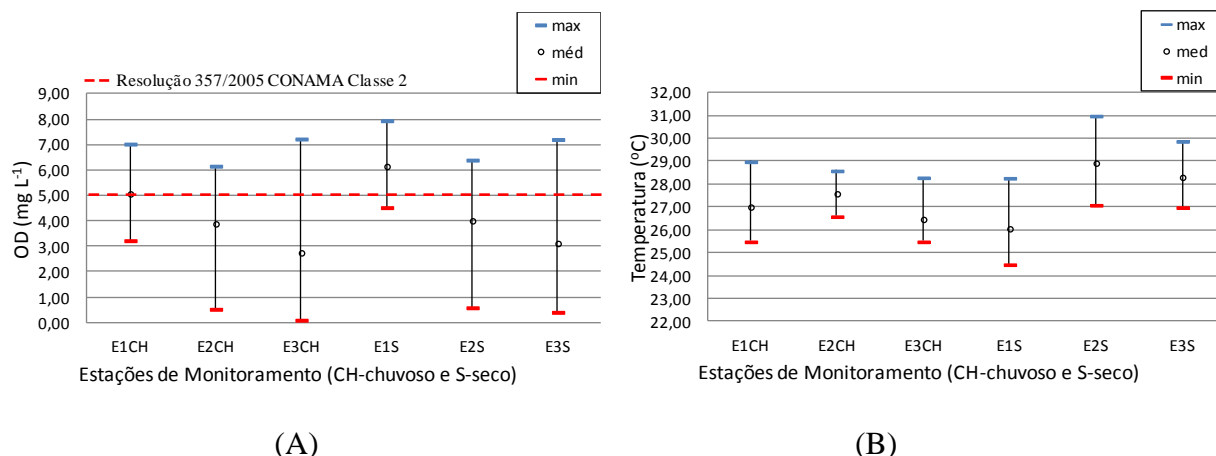


Figura 2.4 - Valores máximos, médios e mínimos de OD (A) e Temperatura (B) no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Ao comparar os valores de OD e DBO para as estações E2 e E3 (Figura 2.5A e B), evidencia-se que a DBO é inversamente proporcional ao OD, ou seja, a quantidade menor de oxigênio presente no meio aquático estimulada pela matéria orgânica, promoverá maiores taxas de DBO (LATUF, 2004).

Entende-se então, que quanto maior a DBO maior o grau de poluição das águas (ALVES, 2009) sendo assim, os valores de DBO apresentaram pequena variação entre o período chuvoso e seco, nas estações E1, E2 e E3, mas estão acima do limite estabelecido do CONAMA 357/2005. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (GOMES, 2007).

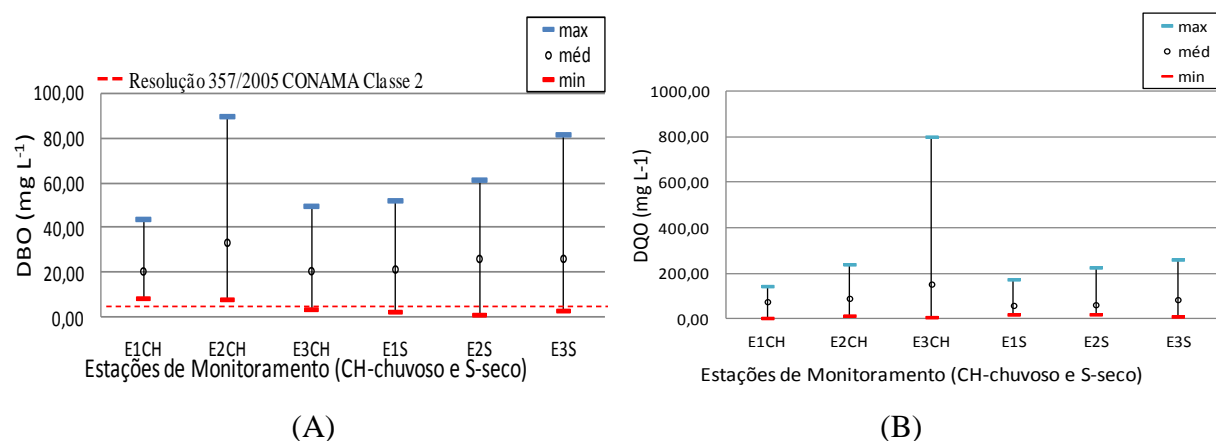


Figura 2.5 - Valores máximos, médios e mínimos para DBO (A) e DQO (B) no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

A DQO é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos. As concentrações de DQO apresentaram valores distintos nos períodos chuvoso e seco. No entanto, as concentrações obtidas na estação E3 apresentaram maiores índices de DQO (Figura 2.5B). As causas que podem provocar essa variação são a influência do comportamento hidrológico e características do lançamento de efluentes agrícolas no rio.

Segundo Badawy e Ali (2006), a razão de DBO/DQO não deve ser inferior a 0,3, pois, classifica-se como um indicativo de baixa biodegradabilidade, fazendo com que se torne necessário a intervenção no curso d'água com a adoção de tratamento físico ou químico para remoção das matérias orgânicas remanescentes. Eles ainda indicam que se a razão for superior a 0,3 não é necessário que se utilize de intervenções no meio, pois, o mesmo encontra-se em plenas condições de biodegradabilidade, consecutivamente o curso hídrico é capaz de realizar por si só suas atividades biológicas.

Para estação E3 no período chuvoso a razão DBO/DQO 0,22 e na E2 no período seco 0,25 estes valores constitui de compostos orgânicos não facilmente degradados pelos micro-organismos aeróbios decompositores, enquanto para estação E1 a razão DBO/DQO no período chuvoso foi de 0,35 e no período seco 0,32 com valores satisfatórios.

Condutividade Elétrica (CE) e Sólidos Dissolvidos Totais (STD)

A CE provavelmente é o critério mais importante com respeito à qualidade da água para irrigação. Valores elevados deste parâmetro podem implicar em risco de salinização para solo como também pode fornecer uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes (SOUZA, 2013).

Na avaliação da CE os resultados médios nas estações E1 e E2 foram inferiores no período chuvoso (94,35 e 280,79) em relação ao período seco (106,47 e 291,12) (Figura 2.6A). Esta diferença está relacionada as precipitações, que diluem as concentrações dos minerais. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a CE da água aumenta e altos valores podem indicar características corrosivas da água (BORGES E VARGAS, 2014).

Na avaliação dos sólidos dissolvidos totais os resultados médios das análises foram superiores no período chuvoso em todas as estações (Figura 2.6B). Esta diferença se deve as chuvas que acabam lixiviando o solo e carregando as partículas do mesmo para os cursos d'água. Todos os valores encontrados nas estações de coleta E1, E2 e E3 estão dentro do permitido para águas de classe 2, 500 mg.L⁻¹ segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

Os altos valores de STD na Estação E2 são provenientes do manejo da rizicultura, que drena suas águas no rio Betume e rio São Francisco, podendo comprometer a qualidade da água. Essa prática, embora de uso corrente entre os produtores, implica no aporte de sólidos em suspensão, nutrientes e de agrotóxicos, que prejudica a sustentabilidade e conservação deste manancial.

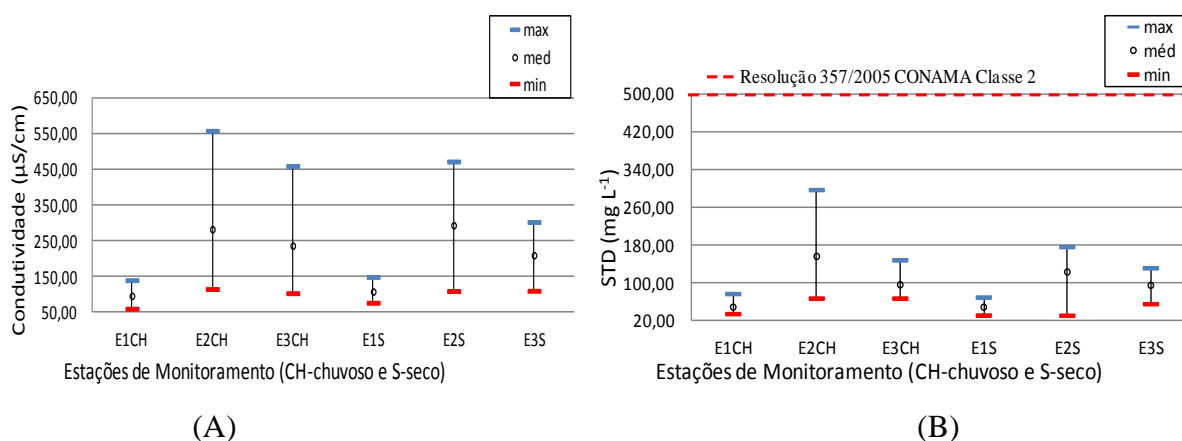


Figura 2.6 - Valores máximos, médios e mínimos para Condutividade e STD no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

Potencial Hidrogeniônico (pH) e Cloreto

Os valores médios encontrados durante as análises do potencial hidrogeniônico (pH), em todas as estações (E1, E2 e E3) se manteve entre os níveis de 6 a 9, recomendado pela resolução CONAMA 357/2005, não causando riscos ao homem ou a vida aquática dos rios em estudo (Figura 2.7A). O pH é um parâmetro que indica acidez ou a basicidade da água, no entanto foram observados em alguns meses nas estações pH < 5, ou seja, estes valores baixos, indicam a presença dos metais que são mais facilmente solubilizados e tornam as águas mais tóxicas.

O cloreto é o ânion Cl⁻ que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água por meio de solos e rochas. Nas águas superficiais, são fontes importantes de cloreto as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 4 g de cloreto por dia, que representam cerca de 90 a 95% dos excretos humanos. O restante é expelido pelas fezes e pelo suor (WHO, 2003).

Na Figura 2.7B os resultados para cloretos, apresentam-se abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005, mas pode-se verificar uma tendência de alta nos valores máximos para estação E2 e E3(70,15 e 60,85), que pode estar relacionado com a contaminação por esgotos sanitários.

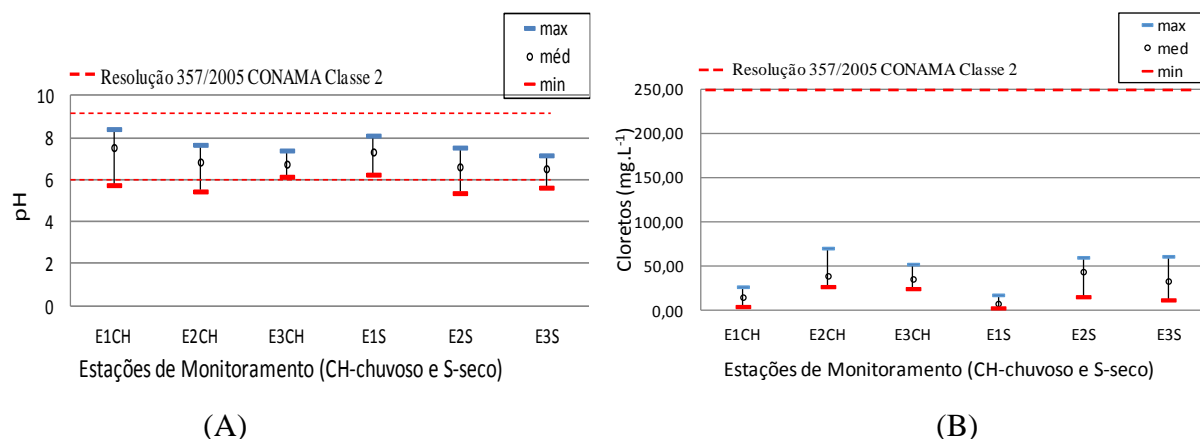


Figura 2.7 - Valores máximos, médios e mínimos para o pH(A) e Cloreto(B) no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

Fósforo (P) e Nitrato

A poluição numa determinada bacia hidrográfica depende dos efluentes e do grau de intervenção antrópica no meio, ou seja, do sistema adotado de uso e manejo do solo, isto pode ser evidenciado por Vasco et al. (2011) na bacia hidrográfica do rio Poxim que apresentou altas concentrações de fósforo total no período chuvoso, indicando a possível influência do escoamento superficial na contaminação por esse nutriente em virtude do manejo da cana-de-açúcar.

No monitoramento foi possível observar que 77,78% das amostras coletadas encontraram-se acima de 0,025 (mg.L⁻¹) que é o limite permitido pela Resolução N° 357/05 do CONAMA para corpos d'água classe II (Figura 2.8A).

Durante monitoramento, entre dezembro e janeiro, houve um aumento das concentrações de fósforo. Neste período os lotes de plantio são esvaziados para colheita e as águas que são represadas durante todo o cultivo são despejadas no rio Betume sem nenhum tipo de tratamento, ocasionando o aporte de fósforo.

A presença de nitrogênio na água é um indicador padrão de classificação das águas naturais como também de emissão de esgotos. O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato.

Os nitratos são tóxicos, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças, além disso, reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul (ALVES,2012). Por isso, o nitrato é padrão de

potabilidade, sendo 10 mg.L^{-1} o valor máximo permitido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde para substâncias químicas que representam risco à saúde e pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água classe II. Os valores encontrados estão abaixo do limite tolerância durante o monitoramento nas Estações E1, E2 e E3 (Figura 2.8B).

Quando descarregados nas águas naturais, o nitrogênio, o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o eutrofizado. A eutrofização pode possibilitar o crescimento mais intenso de seres vivos que utilizam nutrientes, especialmente as algas. Estas grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos múltiplos usos, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição decorrente da morte e decomposição desses organismos (CETESB, 2009).

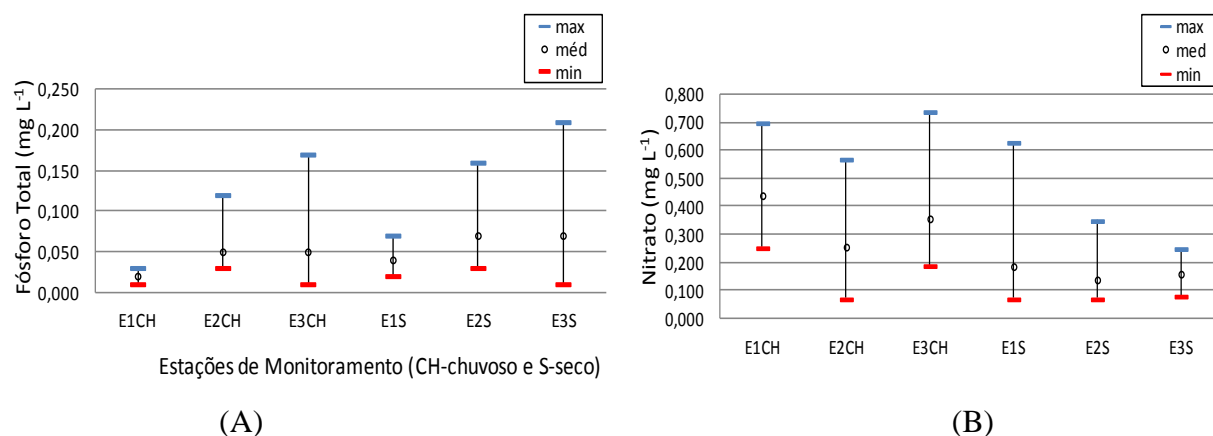


Figura 2.8 - Valores máximos, médios e mínimos para o Fósforo Total(A) e Nitrato(B) no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

Turbidez e Coliforme Termotolerantes

O limite de turbidez estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe II é de até 100 NTU, pode-se observar que na E2 e E3, os valores excederam o limite, isto possivelmente ocorre devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos, tais como algas e bactérias, plâncton (Figura 2.9A). Alta turbidez nos recursos hídricos reduz a fotossíntese de vegetação submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas (TAVARES, 2005).

Quanto aos coliformes termotolerantes são definidos como organismos do grupo coliforme capaz de fermentar a lactose a $44 - 45^{\circ}\text{C}$. São representados principalmente pela *Escherichia Coli* além de algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Os coliformes não são indicadores de contaminação fecal tão bons quanto a E.

Coli por conta que abrange bactérias que não são de origem fecal além da *E. Coli* que é especificamente fecal porém, é aceitável como indicador de qualidade da água (MEDEIROS, 2006).

Os valores encontrados nas análises de coliformes termotolerantes nas estações E1, E2 e E3 estiveram acima do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 (Figura 2.9B). Este fato pode estar relacionado ao período de retirada das águas dos lotes para a colheita do arroz e a influências dos povoados da região tendo como maiores valores o período seco. Já a estação E1 obteve seu valor médio abaixo do permitido que é de 1.000NMP/100mL. A estação E1 sofre forte influência da E2 e E3, como também da presença de casas, bares e demais modalidades de alterações antrópicas, portanto tendo valores elevados em determinados períodos.

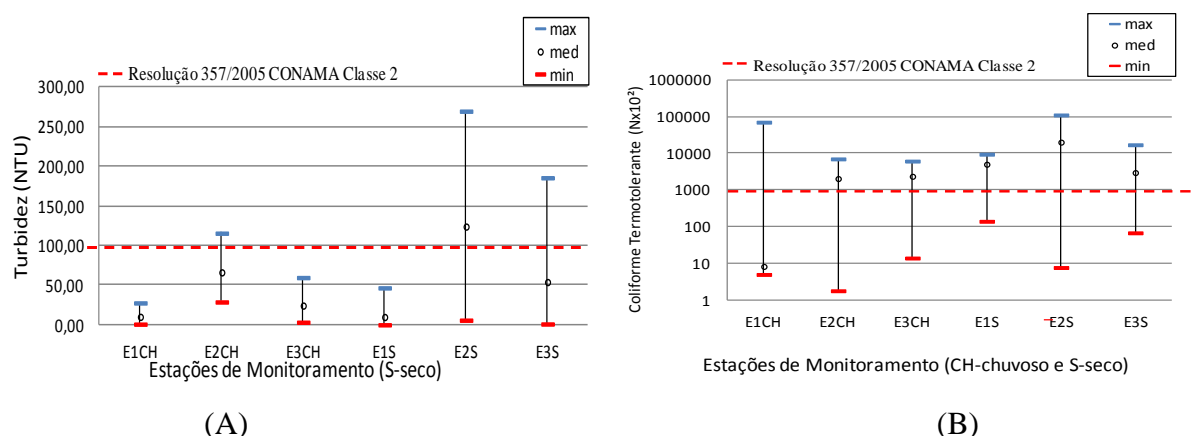


Figura 2.9 - Valores máximos, médios e mínimos de Turbidez (A) e Coliformes Termotolerantes (B), no rio Betume, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento.

2.6. CONCLUSÃO

As concentrações de clorpirifós, tetraconazole e tebuconazole encontrados no rio Betume apresentaram valores abaixo, quando comparados com os padrões de ingestão diária aceitável (IDA) da ANVISA e EPA. Mas, de acordo com normas da Comunidade Europeia, as concentrações de tebuconazole e clorpirifós foram elevadas nos meses de novembro de 2013 e março de 2014.

O clorpirifós apresentou grande potencial de transporte por sedimentos, alta capacidade de transporte na água e provável lixiviação comprometendo os recursos hídricos subterrâneos, o tetraconazole e tebuconazole apresentaram alto potencial de transporte em sedimentos, média capacidade de transporte em água e provável lixiviação desta forma comprometendo as águas subterrâneas.

Para os índices de OD abaixo do CONAMA 357/2005, no rio São Francisco e drenagem do Betume no período chuvoso e seco acontecem devido à sensibilidade desse parâmetro em relação a interferências antrópicas.

Altas concentrações de fósforo total, estão relacionados ao período de colheita do arroz, que ocorre nos meses de novembro e dezembro, em que a drenagem das áreas irrigadas dos lotes de arroz são feitas no manancial do rio Betume.

A presença de coliformes termotolerantes acima do limite estabelecido na E1, E2 e E3 pode estar relacionado a presença de casas, bares e demais modalidades que contribuem para as alterações antrópicas.

A rizicultura nesta região, pelo processo de cultivo de arroz inundado apresenta uma tendência de carreamento de fertilizantes e matéria orgânica para o corpo hídrico, evidenciando a necessidade de um manejo racional da água e assim garantir a continuidade e permanência dos produtores nesta região.

2.7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao projeto Águas do São Francisco, patrocinado pela PETROBRAS por meio do programa PETROBRAS socioambiental.

2.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, E. C. R. F. **Monitoramento quali-quantitativo da bacia hidrográfica do Rio Coxipó- MT: Uma ferramenta para implementação da Gestão Participativa dos Recursos Hídricos.** Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) apresentada a Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá. 2009.

ALVES, W. S et al.; Qualidade da Água do Ribeirão das Abóboras no Município de Rio Verde, Goiás. **Anais...** I Congresso de Pesquisa e Pós-Graduação do Campus Rio Verde do IFGoiano 2012.

ANA - Agência Nacional das Águas. **A Evolução da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil.** Brasília: ANA, 2002. 64p. Edição comemorativa do dia mundial da água.

ANVISA - Agencia Nacional de Vigilância Sanitária. Programa de Análise de Resíduos de Pesticidas em Alimentos. **Relatório de atividade 2010.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/wps/portal/anvisa/anvisa/home/agrotoxicotoxicologia> - dezembro/2011. acesso em 21 de janeiro de 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 20. ed. Denver: APHA, 2005

ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; ANTUNES, P. M.; SANTOS, M. A. P. F.; CAMARGO, P. B.; ABAKERLI, R. B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1119-1127, 2007.

BADAWY, M. I.; ALI, M. E. M. Fenton's peroxidation and coagulation processes for the treatment of combined industrial and domestic wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, n. 3, p. 961-966, 2006.

BARROS, L. C. G.; CASTRO, A. L. ,Recomendações Técnicas para a Criação de Peixes no Baixo São Francisco. **EMBRAPA** , ISSN 1517-1310, janeiro,2000

BORGES,G.S; VARGAS,R. R. Análise Físico-Química em Amostras de Águas da Sub-Bacia Hidrográfica do Ribeirão Tanque Grande. **Revista Educação** - v.9, n.2, 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2011. Disponível em: Acesso em: 21 de fevereiro de 2015.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; JÚNIOR, A. V. M.; NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica.**, v. 43, n. 2, p. 390-398, abr-jun, 2012.

CETESB.SÃO PAULO Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, **Relatórios CETESB** Apêndice A, São Paulo, 2009. pp.37-42.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, v.67, p.2109- 2148, 1995.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Publicada no **Diário Oficial da União** nº 053, de 18 de março de 2005, p 58-63. Disponível em www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso em 8 de dezembro de 2014.

DORES, E. F. G. C.; CALHEIROS, D. F. Contaminação por pesticidas na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 3, Suplemento especial, 2008.

EXTOXNET - EXTENSION TOXICOLOGY NETWORK **Pesticides active ingredient profiles**. 2010. Disponível em: <[http:// pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet](http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet)>. Acesso em: 7de janeiro de 2015.

FILIZOLA, H. F.; Ferracini, V. L., Sans, L. M. A.; Gomes M. A. F.; Ferreira, C. J. A., Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 05, p. 659-667, 2002.

GOIS, J. A.; PAIVA, M.F.A.; TAVARES, S.M.G. Projeto de Irrigação no Vale do do Baixo São Francisco, **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, Brasília, 1992.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. Panorama da Contaminação Ambiental por Pesticidas e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: Cenário 1992/2011- **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, SP, 2014.

GOMES, N. S.; SILVA, G.A, PESSOA, A.R.N, Estudo de Parâmetros Químicos nas Águas do Rio Imbassaí no Trecho do Município de Dias D'ávila – Ba, Candombá **Revista Virtual**, v. 3, n. 1, p. 1–14, jan – jun 2007.

GOSS, D. W., Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 06, n. 03, p. 701-708, 1992.

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHERI, A. D.; AGOSTINETTO, D.; LOECK, A. E.; ROMAN, R.; PEIXOTO, S.C; ZANELLA, R., Monitoramento de pesticidas em dois mananciais hídricos no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 06, p. 632-637, 2008.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 08, n. 04, p. 339-357, 1989.

KNAPIK, H. G. ; FRANCA, M. S. ; FERNANDES, C. V. S. ; AZEVEDO, J. C. R. ; PORTO, M. F. A. . Reflections about water quality recovery based upon conceptual aspects of monitoring and modeling organic content: the case study of a critical basin. **IAHS-AISH Publication**, v. 331, p. 358-365, 2009.

LATUF, M. O. Diagnóstico das Águas Superficiais do Córrego São Pedro, Juiz de Fora-MG. **Revista Geografia (Londrina)**, Vol. 13. Nº 1 – Jan-Jun. 2004.

LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; NÓBREGA, M. T. Produção e transporte da carga suspensa fluvial: teoria e método para rios de médio porte. **Boletim de geografia**, v. 28, n. 1, p. 43-58, 2010.

LIMA, M. A; CORREA, I. M. Entendendo os limites de resíduos de pesticidas em alimentos. **Infobibos Informações Tecnológicas**, disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2012_2/entendendoalimentos/index.htm Acesso em: 7 janeiro. 2015.

LIRA, J. B. de M. **Avaliação preliminar das concentrações de metais pesados nos sedimentos da Lagoa do Araçá, Recife- Pernambuco**, Brasil. 2008, 77 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Instituto de Tecnologia de Pernambuco, 2008.

MANSANO, A. S.; MOREIRA, R. A.; ROCHA, O. Toxicidade aguda do pesticida carbofurano ao cladóceros ceriodaphnia silvestrii daday, 1902. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 11, 2013, p. 91-103.

MEDEIROS, B. B. F., BRITO, P. L., IV- Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgotos de Ponte Negra- Natal- RN com ênfase na remoção de colifagos somáticos e coliformes termotolerantes. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Congreso de AIDIS. **Anais...** Uruguay- Punta Del Este, 2006.

MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. O. B.; LIMA, F.A.F.; NASCIMENTO, R. F., Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 03 p. 363-372, 2009.

PEIXE, T. S.; NASCIMENTO, E. S.; ROSA, H. V. D., Determinação de fenol urinário por cromatografia em fase gasosa em trabalhadores que utilizam resinas fenólicas em fundições, **Revista Brasileira Ciências Farmacêuticas** vol.42 no.2 São Paulo Apr./June 2006.

PESSOA, M.C.P.Y.; CHAIM, A.; FERRACINI, V.L.; SCRAMIN, S. Manual do usuário do programa AGROSCORE: apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de pesticidas, **EMBRAPA MEIO AMBIENTE**, Jaguariúna-SP. 2007.

PPDB - THE PESTICIDE PROPERTIES DATABASE. **Developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU)**, University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6 - SSP-022704). 2010. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>>. Acesso em: 15 jan. 2015.

QUEIROZ, S. C. N.; NOGUEIRA, R. T.; SAITO, M.L. Método para determinação multiresíduos de imazaquim, tebuconazole, fluazifop-p-butil e fluazifop-p em vagem de soja. Separata de: Congreso Virtual Iberoamericano sobre Gestión de Calidad en Laboratorios, Valladolid. **Resúmenes...** Valladolid: ITACYL, 2003.

RAMBOW, C.; PANICHI, V. B. S.; FIGUEIREDO, J. A. S. Risco: a percepção da comunidade ribeirinha do Rio dos Sinos em relação ao uso de defensivos agrícolas. **Revista Eletrônica em Gestão, educação e tecnologia Ambiental (REGET)** - v. 18 n. 2 Mai-Ago. 2014, p.796-802.

SANCHES, S. M. et al. Pesticidas e seus respectivos riscos associados a contaminação da água. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 13, p.53-58. 2003.

SANTOS, W. M. C; ALVES, G. B. M., Modelagem do potencial de poluição hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio Manso – MT. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 5, n. 1, p. 289-304, jan./jun. 2014.

SCHEUERMANN, K. K.; EBERHARDT, D. S. Avaliação de fungicidas para o controle da brusone de panícula na cultura do arroz irrigado. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, n. 1, p. 23-28, 2011. ISSN, 16769732.

SERGIPE. SRH - Superintendência de Recursos Hídricos. **Atlas digital sobre os Recursos Hídricos de Sergipe**. ARACAJU: SEPLANTEC-SRH, CD-ROM. 2012.

SILVA, A. A.; SILVA, J. F. **Tópicos em manejo de plantas daninhas**. ed. Viçosa: UFV, 2007. cap. 5, p. 189-248.

SILVA, A.E. P. et al. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus, **Revista Acta Amazônica**, vol. 38(4) 2008: 733 - 742.

SILVÉRIO, F. O.; SILVA, J. G. S.; AGUIAR, M. C. S.; CACIQUE, A. P.; PINHO, G. P., Análise de pesticidas em água usando extração líquido-líquido com partição em baixa temperatura por cromatografia líquida de alta eficiência, **Química Nova** vol.35 no.10 São Paulo 2012.

SOUZA, D.F; PINTO, A.L. Classificação e Limitações de Uso Preliminar por Enquadramento da Qualidade as Águas Superficiais em Julho de 2013 da Lagoa Maior Urbana, Três Lagoas/MS. **Revista Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 2, 2013, pp. 340-350.

SPERLING, M. VON. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

TAVARES, A.R.; **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. Dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, São José dos Campos, São Paulo. 2005. 176pp.

VARGAS, M. A. M. **Desenvolvimento regional em questão: O Baixo São Francisco revisitado**. ed. São Cristovão: UFS/NPGEO, 1999. 279p.

VASCO, A. N. BRITTO, F. B., PEREIRA, A. P. S., MELLO JUNIOR, A. V., GARCIA, C. A. B. G., NOGUEIRA, L. C.; Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, 6(1), p. 118-130, 2011

WHO (World Health Organization) – **Guidelines for Drinking Water quality** 3-capter 8 Draft 11 march, 2003. Disponível em: <http://www.who.int/water/sanitation/health/gdwq/updating/erdedition.htm>.

CAPÍTULO 3

APLICAÇÃO DO MODELO SWAT NO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO NUM AFLUENTE DO RIO SÃO FRANCISCO, BRASIL

3.1. RESUMO

O uso e ocupação do solo nas planícies inundáveis na bacia hidrográfica do rio Betume vem acarretando graves impactos ambientais entre eles: contaminação do solo e água por agrotóxicos provenientes da agricultura e pecuária. A modelagem ambiental é uma ferramenta útil para subsidiar a gestão e o manejo de uma bacia hidrográfica, permitindo prever os diferentes impactos das atividades antrópicas na água e no solo. O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) permite avaliar impactos provocados pela alteração do uso do solo sobre os processos hidrológicos e a dinâmica de agrotóxicos em uma bacia hidrográfica. Este estudo tem como objetivo simular a potencialidade de contaminação dos agrotóxicos no rio Betume, por meio da rizicultura. Foram gerados dois cenários para aplicação de agrotóxico na área da rizicultura: solúvel em água e dissolvido no sedimento, padronizando a quantidade de agrotóxico aplicado no arroz, conforme indicações do fabricante em diferentes períodos. Durante os anos de 2013 a 2014, foram feitas 12 campanhas de monitoramento para avaliar a contaminação por diferentes agrotóxicos nas águas superficiais do rio Betume. Foi constatada a presença dos fungicidas, tebuconazole e tetraconazole e do carrapaticida clorpirifós. Desta forma, buscou-se através do ArcSWAT gerar cenário, com o agrotóxico solúvel em água. Com o resultado constatou-se a presença de concentração do Tebuconazole solúvel na água, mais atenuante entre os dados simulados e observados, isto pode ser explicado pela sua maior solubilidade em água e aplicação mais frequente, deste princípio ativo, pelos produtores, no combate a praga do Brusone. Enquanto no sedimento, os agrotóxicos apresentaram alta mobilidade na água e baixa retenção do solo, mesmo assim foi detectado no rio Betume a presença do Clorpirifós, por ser um carrapaticida, que é aplicado nos animais, durante a pastagem, no período da entressafra do arroz. Estas evidências de contaminação do rio Betume por agrotóxico, urge a necessidade de medidas prioritárias no monitoramento ambiental, de alternativas ecológicas para o manejo e assim contribuir na melhoria da sustentabilidade ambiental da região.

Palavras-chave: qualidade da água, agrotóxico, modelagem hidrológica, SWAT.

3.2. ABSTRACT

SWAT MODEL FOR IN POTENTIAL CONTAMINATION A TRIBUTARY OF THE RIO SÃO FRANCISCO, BRAZIL

The use and occupation of land in flood plains in the Betume river basin has been causing serious environmental impacts including: soil and water contamination by pesticides from agriculture and livestock. The environmental modeling is a useful tool in the management and handling of a watershed, allowing predict the different impacts of human activities on water and soil. The SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model allows evaluate impacts caused by changes in land use on the hydrological processes and the dynamics of pesticides in a watershed. This study aims to simulate the pesticide contamination potential in bitumen river, through the rice growing. Two Scenarios were generated to the application of pesticide in the rice-growing area: soluble in water and dissolved in sediment, which was a pattern to the quantity of pesticide, applied to rice, according to the producer's indication in different periods. From 2013 to 2014, it was done 12 campaigns in order to analyse the quality of pesticides in Betume River's superficial water. It was noticed the presence of fungicides, tebuconazole and tetraconazole and chlorpyrifos. This is why it was sought to generate the scenario through ArcSWAT, with soluble pesticide in water. The result showed concentration of Tebuconazole soluble in water, more attenuating between the simulated and observed data, and this can be explained by its greater solubility in water and the more frequent application of this active principle, by the producers, in the combat of rice blast plague. In the sediment, the pesticides presented high mobility in water and low soil retention, even so, it was detected the presence of chlorpyrifos in Betume River, due to the fact that it is an acaricide, which was applied to animals during pasture, in the period of rice inter-harvest. From these evidences of Betume's River contamination by pesticide, it urges the need of priority actions in the environmental monitoring as well as ecological alternatives in order to handling, thus contributing to the better environmental sustainability of that region.

Keywords: swat, pesticide, irrigated perimeter and environmental monitoring.

3.3. INTRODUÇÃO

As fontes difusas de poluição geram os maiores problemas ambientais encontrados nas regiões agrícolas. Assim, o conhecimento das causas de poluição dos recursos hídricos e de seus impactos no meio ambiente, torna-se importante instrumento de gestão dessas bacias hidrográficas. A modelagem ambiental é uma importante ferramenta para identificar e analisar as interferências nas mudanças dos processos físicos-químicos e microbiológicos que ocorrem no ambiente delimitado geograficamente.

Sendo assim, o modelo SWAT tem apresentado eficiência em estudos de avaliação dos recursos hídricos e problemas de fontes de poluição difusas em diversas condições ambientais e escalas em todo mundo (GASSMAN et al., 2007). Segundo Neitsh et al. (2011) o modelo SWAT realiza as simulações hidrológicas na bacia hidrográfica, dividindo o ciclo hidrológico em duas fases, sendo terrestre e aquática. Na fase terrestre controla a quantidade de água e cargas de sedimento, nutrientes e agrotóxicos que chegam até o canal principal. Na fase aquática relaciona-se ao movimento da água, sedimentos entre outros até o exutório da bacia hidrográfica (GARBOSSA et al., 2011).

Os principais afluentes do rio São Francisco apresentam alguns impactos ambientais que devem ser evidenciados como o enriquecimento nutricional de corpos hídricos que percorrem áreas de plantio, especialmente nitrogênio e fósforo, a contaminação de corpos hídricos com agrotóxicos (AGUIAR NETTO et al., 2011).

Durante a campanha de avaliação no Baixo São Francisco, as observações se concentraram no leito principal do rio, com ênfase para a visão das margens. Na região de Propriá pode-se ter uma percepção dos perímetros irrigados e dos diversos problemas que caracterizam a irrigação de arroz inundado, entre eles: problemas na qualidade da água na entrada e saída dos perímetros, uso excessivo de agrotóxicos, ataque de pragas e doenças, endividamento dos produtores e irregularidade na produção de arroz (NASCIMENTO et al., 2013).

Diante destes fatos, a alteração na dinâmica fluvial do rio Betume, aliado aos períodos secos, resultaram em impactos de dimensões econômica, social e ambiental, onde os mais atingidos tem sido a população ribeirinha, nos perímetros irrigados e os pescadores. Como consequência tem-se observado a redução da qualidade da água pelo assoreamento, alteração da área marginal e presença de vegetação subaquática (BRITTO et al., 2015).

Portanto surge a necessidade do monitoramento dos mananciais com o uso de sistemas de modelagem ambiental, que pode contribuir no entendimento dos processos de degradação

dos recursos naturais, assim como no delineamento de medidas corretivas que permitam avaliar e implementar benefícios sociais com o mínimo de danos ambientais.

Foi com este propósito que surgiu a necessidade de aprimorar o monitoramento do perímetro irrigado Betume, pela sua extensão e importância no desenvolvimento desta região. Para isso, este estudo teve como objetivo simular a potencialidade de contaminação dos agrotóxicos no rio Betume, por meio da rizicultura e dos sistemas de drenagens, que pode estar influenciando na sustentabilidade ambiental.

3.4. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado no rio Betume (Figura 3.1), localizado entre as coordenadas UTM 24L 765470 e 8850015, nos municípios de Ilha das Flores, Pacatuba e Neópolis. O perímetro irrigado do Betume possui uma área irrigável de 2860 ha, com uma concentração de 764 produtores e situado à jusante do município de Neópolis. O pontos de monitoramento foi na Estação-3, rio Betume (UTM 24L 763967; 8848187).

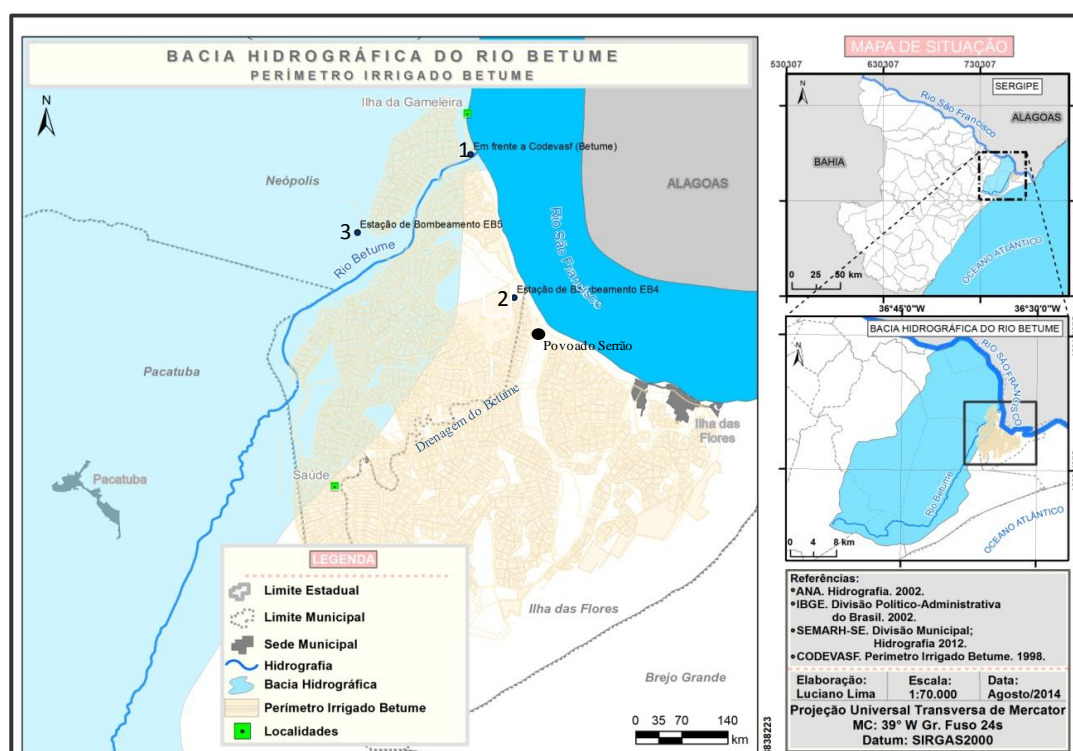


Figura 3.1. Localização do Perímetro Irrigado Betume, Sergipe.

A agricultura predominante no perímetro irrigado é a rizicultura. A primeira unidade industrial de beneficiamento entrou em funcionamento, em março de 1985, gerando impactos positivos não só por elevar a renda do agricultor, que passava assim a obter o preço mínimo determinado pelo governo, mas também melhorando os critérios de classificação do produto.

Há predominância na produção de arroz, praticado em todo o perímetro, tendo a área de cultivo de 1512ha em 2014. Como não há área de lotes empresariais no perímetro, apenas de famílias, estima-se a geração de 1.500 empregos diretos e 2.200 empregos indiretos, com uma produção estimada de 12.891 t de alimentos em 2014 (CODEVASF, 2015).

O perímetro possui um canal formado por 4 estações, que bombeiam a água tanto de drenagem, como de reposição para os rios Betume e/ou São Francisco. Um canal foi construído, de maneira que a água de drenagem recircula no perímetro durante a produção do arroz por meio das estações de bombeamento EBs 01, 07, 08, 09.

COLETA DE DADOS

Os pontos de amostragem das estações meteorológicas convencionais foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para Propriá (24L 736626; 8870574) e Pão de Açúcar (24L 672215; 8921824); pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para Japarutuba (24L 724579; 8846893) e Neópolis (24L 762676; 8836453). Para estação de Propriá obteve-se os dados diários de precipitação, radiação solar, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento, umidade, enquanto as demais estações obtiveram-se dados diários de precipitação pluviométrica. O período foi de janeiro de 1999 a dezembro de 2014, totalizando 16 anos.

Quanto aos agrotóxicos, foi necessário identificar os princípios ativos mais utilizados na região do perímetro irrigado Betume. Por meio de entrevistas com os irrigantes e produtores rurais, como também em pontos de venda de agrotóxicos na região de Aracaju, Propriá e Neópolis. Além disso, foram coletados água no rio Betume, na Estação de Bombeamento-EB5, coordenadas (24L 763967; 8848187) no período de março de 2013 a dezembro de 2014, com campanhas bimestrais, totalizando 12 amostras, na camada superficial do rio em estudo. As amostras de água foram acondicionadas e enviadas ao laboratório do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP), sendo analisadas pelo método Multiresíduos utilizando extração líquido-líquido, a quantificação foi realizada no cromatógrafo a gás, com detectores de captura de elétrons e cromatógrafo líquido (PEIXE, et al., 2006).

Os dados de solo foram coletados nas coordenadas (24L 763968; 884818) e (24L 765977; 8849056), e demais informações foram complementadas através de literaturas de pedologia do solo (JACOMINE et. al., 1975, SILVA, 2013). Os dados hidrológicos “vazão” foram coletados do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) período de setembro/2012 a setembro/2014, estação Povoado Alagamar (código 49744000) no rio Betume nas coordenadas (24L 759643; 8841702). Dentre as informações necessárias para o

uso do SWAT, tem-se a necessidade buscar uma série histórica de vazão do rio Betume. Por meio do site da HidroWeb obteve-se as cotas (nível d'água). Para calcular a vazão por meio das cotas fornecidas pelo HidroWeb, utilizou-se os valores medidos referentes às cotas e respectivas vazões para a seção do rio Betume (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Descrição dos valores de vazão, cota, velocidade e profundidade no rio Betume

Data de Medição	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Cota (m)	Velocidade (m.s ⁻²)	Profundidade (m)
14/01/2013	0,853	1,48	0,015	2,17
16/03/2013	0,694	1,40	0,018	1,49
16/05/2013	6,364	1,84	0,130	1,72
18/07/2013	3,670	1,82	0,076	1,73
18/09/2013	2,970	1,64	0,063	1,61
20/11/2013	0,833	1,55	0,018	1,73
11/02/2014	0,650	1,45	0,016	1,56
08/04/2014	0,684	1,51	0,017	1,56
19/06/2014	3,120	1,72	0,066	1,72
10/09/2014	0,853	1,48	0,015	2,17
10/12/2014	0,712	1,54	0,016	1,68

Aplicou-se o modelo de regressão polinomial e exponencial do software Excel aos dados tabulados abaixo, a equação de regressão da curva-chave do rio Betume descrita pelas Equações 3.1 e 3.2 respectivamente. O coeficiente de determinação ($r^2 = 0,8902$) para equação polinomial indica que 89% das variações dos valores de vazão são explicadas pelo modelo adotado, ao se introduzir na equação a variável da altura da lâmina de água (cota).

$$Q = 23,89.h^2 - 66,486.h + 46,825 \quad \rightarrow \quad r^2 = 0,8902 \quad \text{eq. (3.1)}$$

$$Q = 0,0003.\text{Exp.}(5, 3442.h) \quad \rightarrow \quad r^2 = 0,8882 \quad \text{eq. (3.2)}$$

em que:

Q = vazão (m³.s⁻¹)

h = nível da régua (m)

Aplicou-se ainda o Coeficiente de Eficiência de Nash–Sutcliffe (NSE), que varia desde o negativo infinito até um, sendo este último o indicativo de que o modelo está com um perfeito ajuste (LINO et al., 2009). Os valores do NSE para as duas situações de determinação da curva-chave, regressão polinomial e exponencial, 0,824 e 0,753, respectivamente. Estes resultados indicam um ajuste satisfatório das equações utilizadas para os pares de valores de

vazão. Os valores do coeficiente de eficiência, $NSE > 0,4$ indicam o desempenho satisfatório do modelo (GREEN e VAN GRIENSVEN, 2008).

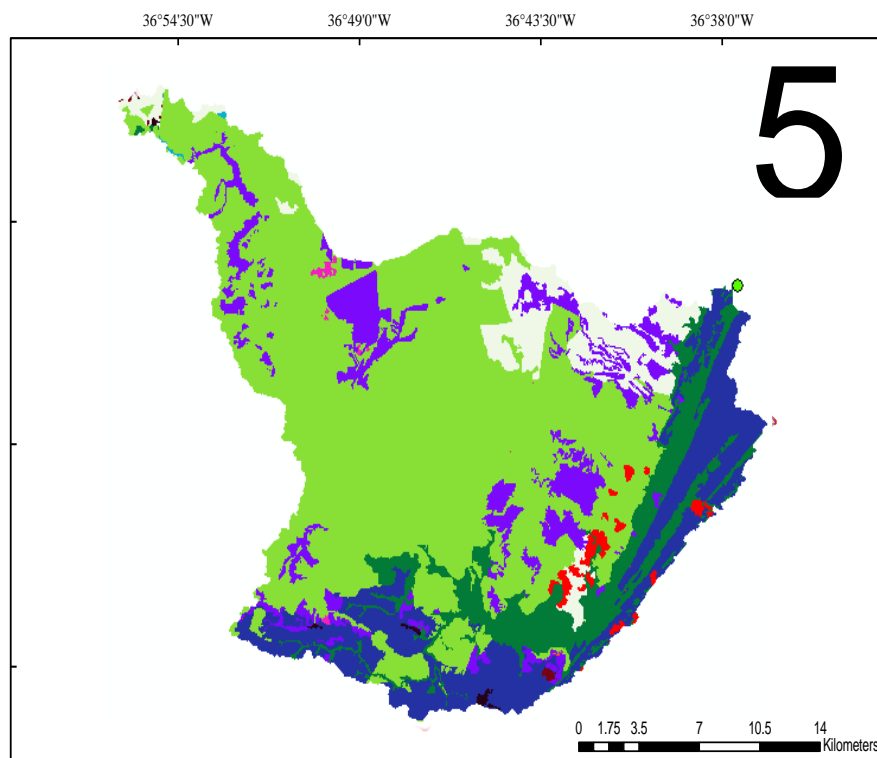
MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA

O SWAT é um modelo matemático que permite simular espacialmente uma bacia hidrográfica com mosaico complexo com diferentes usos entre eles, cobertura e tipos de solo (LOPES; KOBAYAMA, 2008). O modelo é composto pelos seguintes elementos: clima, hidrologia, crescimento das plantas, solos, sedimentação, nutrientes e agrotóxicos, manejo e irrigação (DURÃES, 2010). Dados tabulares referentes ao clima (precipitação, temperatura mínima e máxima do ar, radiação solar, velocidade do vento e umidade relativa do ar) também são necessários. Para isto os dados da Estação Meteorológica de Propriá, foram compilados nos parâmetros a serem usados pelo WXGEN apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Descrição dos parâmetros climáticos necessários para a criação dos parâmetros estatísticos da estação meteorológica

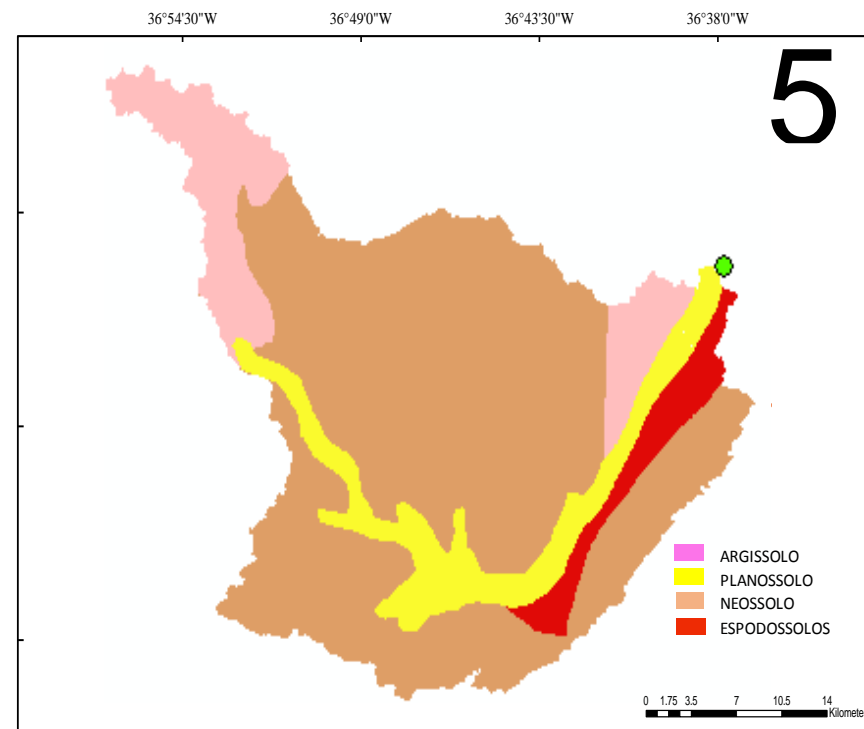
Parâmetro	Descrição	Unidade
WLATITUDE	Latitude da estação meteorológica	graus
WLONGITUDE	Longitude da estação meteorológica	graus
WELEV	Altitude da estação meteorológica	m
RAIN_YRS	O número de anos de dados de precipitação mensal máxima a 0,5 h usado para definir RAIN_HHMAX	--
TMPMX	Média da temperatura diária máxima no mês	°C
TMPMN	Média da temperatura diária mínima no mês	°C
TMPSTDMX	Desvio padrão da média da temperatura diária máxima no mês.	°C
TMPSTDMN	Desvio padrão da média da temperatura diária mínima no mês.	°C
PCPMM	Média da precipitação total no mês	mm
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação diária no mês	mm.dia ⁻¹
PCPSKW	Coeficiente Skew para a precipitação diária no mês	--
PR_W(1)	Probabilidade de dia úmido seguido de um dia seco no mês	--
PR_W(2)	Probabilidade de dia úmido seguido de outro dia úmido no mês	--
PCPD	Média do número médio de dias com precipitação no mês	--
RAINHHMX	Precipitação máxima de 0,5 h no período de registro no mês	mm
SOLARAV	Média da radiação solar diária no mês	MJ.m ⁻² .dia ⁻¹
DEWPT	Média da temperatura do ponto de orvalho diária no mês	°C
WNAV	Média da velocidade do vento diária no mês	m.s ⁻¹

Fonte: SILVA, 2013



- | | |
|--------------------------|-----------------------------|
| ÁGUA | FLORETA ESTACIONAL DECIDUAL |
| AGRICULTURA | ARROZ |
| COCO | PASTAGEM |
| FLORESTA OMBRÓFILA MISTA | PANTANAL |
| FLORETA OMBRÓFILA DENSA | PANTANAL SEM FLORESTA |

A



- | |
|--------------|
| ARGISSOLO |
| PLANOSSOLO |
| NEOSSOLO |
| ESPODOSSOLOS |

B

Figura 3.2. Bases digitais: Mapa de solos (A) Mapa de uso e cobertura do solo (B) da bacia hidrográfica do rio Betume

Conforme a Figura 3.2, o modelo SWAT utilizou os mapas de tipos de solos e usos e cobertura do solo, ambos foram obtidos por meio da Secretária de Recursos Hídricos de Sergipe – SRH (SERGIPE, 2012). A partir dessas combinações, pode-se definir as unidades de resposta hidrológica (HRU) para cada sub-bacia hidrográfica gerada no processo de discretização. Esta divisão habilita o modelo a refletir as diferenças nos processos hidrológicos, em função das distintas características das HRUs. Cada sub-bacia pode conter uma ou mais HRUs. A escolha é função da representatividade de cada unidade na sub-bacia e do nível de detalhamento requerido na variável resposta final.

O delineamento da bacia hidrográfica foi efetuado através da rede hidrográfica gerada com base no modelo digital do terreno e na área de contribuição definida, obtendo-se 26 sub-bacias hidrográficas (Figura 3.3), com área de contribuição mínima de 500 ha. Para evitar confusão, foi adotado o termo “sub-bacia hidrográfica” para as divisões geradas pela discretização da área de estudo. Foram definidas 192 HRUs na bacia hidrográfica em estudo, para as quais foram geradas parametrizações independentes.

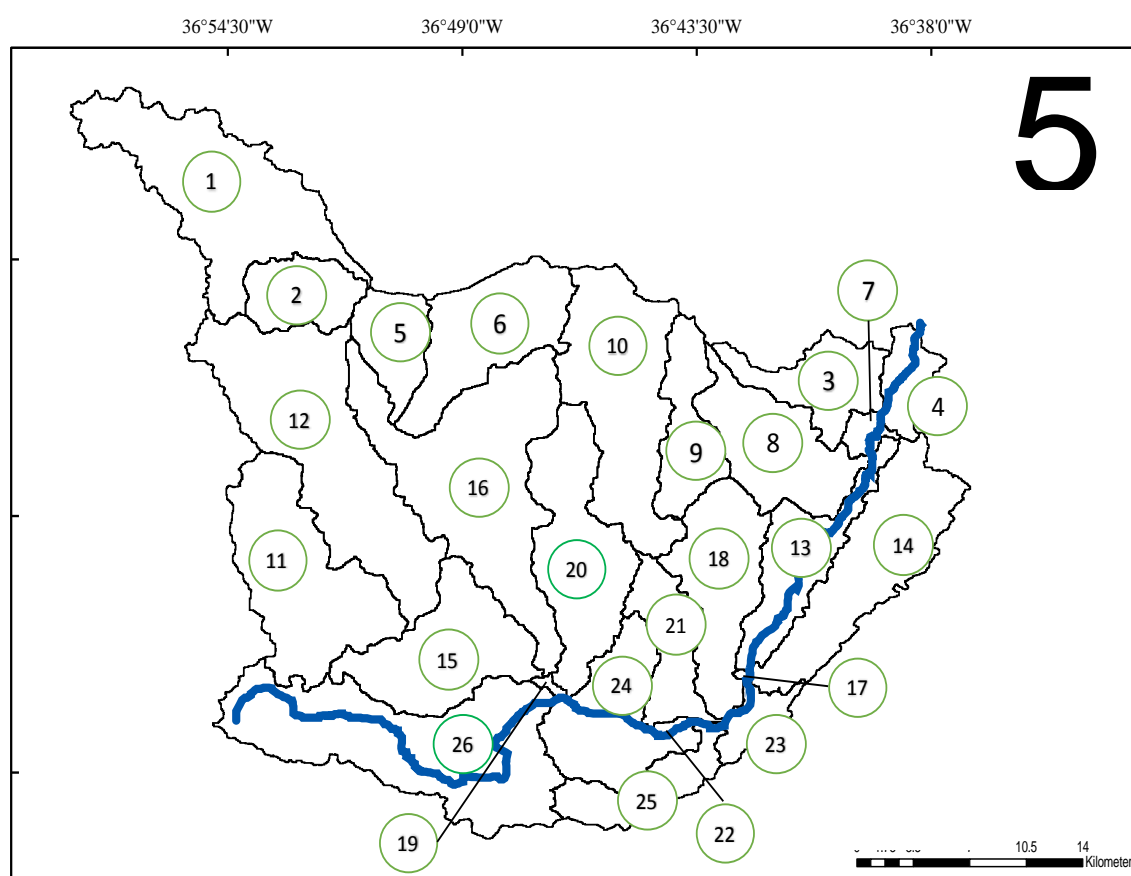


Figura 3.3. Mapa de distribuição das sub-bacias hidrográficas do rio Betume

Com o objetivo de realizar a calibração e validação da modelagem hidrológica do rio Betume, foi utilizado o programa computacional SWAT-CUP, com base no algoritmo “SUFI-2”, uma vez que o mesmo vem sendo recomendado devido sua eficácia de processamento de dados (SCHUOL et al., 2008; FARAMARZI et al., 2009; ABBASPOUR et al., 2012).

O SWAT-CUP objetiva integrar diversas calibrações e análise de procedimentos de incertezas para SWAT em uma interface de fácil manuseio aos usuários; fornecer uma maneira mais rápida para fazer as operações demoradas da calibração e padronizar as etapas de calibração; adicionar funcionalidades para as operações de calibração, tal como a criação de resultados gráficos, comparação dos dados calibrados, etc. (VEIGA, 2014)

Ao término da calibração automática, os valores de desempenho dos parâmetros, culminados em uma melhor adequação para o coeficiente de Nash –Sutcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R^2), percentual de tendência (PBIAS), e o erro padrão médio normalizado, (RSR) com base em revisão da literatura podem ser encontrados na Tabela 3.3.

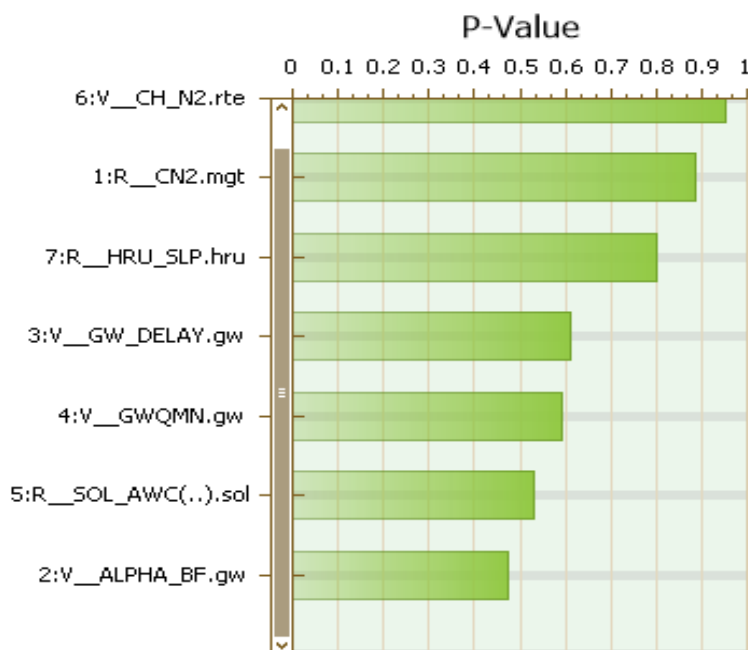
Tabela 3.3. Critérios de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos e suas respectivas classificações

Estadística	Valor	Classificação do desempenho	Referências
NSE	$0,75 < NSE \leq 1,00$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,65 < NSE \leq 0,75$	Bom	Boskidis et al., 2012
	$0,50 < NSE \leq 0,65$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
	$0,4 < NSE \leq 0,50$	Aceitável	
	$NSE \leq 0,4$	Insatisfatório	Green et al, 2006
R^2	$R^2 > 0,5$	Satisfatório	Green e van Griensven, 2008
PBIAS (vazão)	$PBIAS < \pm 10$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$\pm 1 \leq PBIAS < \pm 15$	Bom	
	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	Satisfatório	
	$PBIAS \geq \pm 25$	Insatisfatório	
RSR	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$	Muito bom	Moriasi et al., 2007
	$0,50 < RSR \leq 0,60$	Bom	
	$0,60 < RSR \leq 0,70$	Satisfatório	
	$RSR > 0,70$	Insatisfatório	

SILVA (2013)

A análise de sensibilidade foi realizada pelo SWAT-CUP que identificou os parâmetros de maior influência na vazão, contabilizando 7 parâmetros (Figura 3.4). Este processo foi efetuado, alterando-se o valor de um parâmetro por vez a cada simulação executada e avaliando-se a resposta do modelo com relação aos dados medidos para fornecer uma classificação desses parâmetros, em razão do grau de sensibilidade à resposta desse modelo.

Figura 3.4. Análise de Sensibilidade no SWAT-CUP



Como os valores iniciais dos parâmetros CN2, ALPHA_BF, GW_DELAY, GWQMN, SOL_AWC, CH_N2 e HRU_SLP (Figura 3.4), são determinados a partir das características da bacia informadas nos mapas temáticos inseridos ao rodar o modelo, foi indicado o método conforme a Tabela 3.4, por valores dentro do intervalo estabelecido para o ajuste necessário, ou seja, o valor inicial do parâmetro foi ajustado com base em alterações percentuais. O CN2, por exemplo, pôde ser diminuído em 20% (-0,2) ou aumentado em 20% (0,2).

Tabela 3.4. Parâmetros e intervalos dos parâmetros usados no SWAT-CUP

Parâmetro	Descrição / Função	Método	Intervalo	
			Min	Max
CN2	Curva número na condição II: Esse parâmetro é importante no cálculo do escoamento superficial quando utilizado o método SCS <i>Curve Number</i> para seu cálculo. O CN é um número adimensional e é obtido em função da permeabilidade, do tipo de solo, do uso e da condição antecedente de umidade no solo. Ou seja, os valores de deflúvio na bacia hidrográfica são proporcionais ao parâmetro CN.	Multiplicar	-0.2	0.2
ALPHA_BF	Constante de recessão do fluxo de base: Esse parâmetro é um indicador direto da resposta do fluxo subterrâneo para as mudanças na recarga. Quanto maior o valor desse parâmetro maior será a recarga do aquífero e menor o fluxo de base. Os valores variam 0,1 - 0,3 para solos com a resposta lenta para recarrega e 0,9 - 1,0 para solos com uma resposta rápida.	Igualar	0	1
GW_DELAY	Intervalo de tempo para a recarga do aquífero: Esse parâmetro é importante no cálculo da recarga do aquífero e é dependente da formação geológica. O GW_DELAY é inversamente proporcional a	Igualar	30	450

	recarga.			
GWQMN	Profundidade limite de água no aquífero raso necessária para o fluxo de retorno ocorrer: Quanto maior o valor desse parâmetro uma porção maior do fluxo de base é retardada. Ou seja, para valores baixos desse parâmetro é produzido mais fluxo de base e um alto fluxo fluvial. O fluxo das águas subterrâneas para o canal é permitido somente se a profundidade da água no aquífero raso for igual ou maior do que o GWQMN.	Igualar	0	2
SOL_AWC	Capacidade de água disponível no solo: Esse parâmetro é importante no processo de movimentação da água no solo e é utilizado para calcular o conteúdo de água no solo disponível para a vegetação. É dado pela diferença entre a capacidade de campo e o ponto de murcha.	Multiplicar	-0.2	0.4
CH_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal: influencia a velocidade da água no solo e, consequentemente, o tempo de concentração	Igualar	0	0.3
HRU_SLP	Declividade média: Aumentá-lo implica aumentar o fluxo lateral e diminuir o tempo de concentração da bacia hidrográfica	Multiplicar	0	0.2

Este modelo pode simular o movimento de agrotóxicos através de escoamento superficial, perfil do solo, por infiltração das águas subterrâneas, quantidade de agrotóxico aplicado, que sofre influência direta da solubilidade, tempo de meia-vida e o coeficiente absorção. Neste sentido, autores vem utilizando esta ferramenta para simular o escoamento superficial dos agrotóxicos na água e/ou sedimento, para diferentes cenários (ARNOLD et al., 1998, NEITSCH et al., 2011).

Concluído a análise de sensibilidade dos parâmetros, dar-se prosseguimento para aplicação dos dados na ArcSWAT. O valor de p (p -Value) determina a significância da sensibilidade onde valores próximos de zero apresentam maior significância (ABBASPOUR et al. 2011), ou seja, no método SUFI-2 o parâmetro ALPHA_BF foi o de maior significância para a modelagem, e é um indicador direto da resposta do fluxo subterrâneo para as mudanças na recarga. Quanto maior o valor desse parâmetro maior será a recarga do aquífero e menor o fluxo de base. A importância do parâmetro ALPHA_BF explica-se pelo fato de que as concentrações das variáveis de qualidade da água durante períodos de baixo fluxo são dependentes da estimativa da vazão, dessa forma, as concentrações podem ser mais elevadas em períodos de seca. Nesses períodos a vazão depende da contribuição da água subterrânea, que por sua vez tem forte dependência do parâmetro ALPHA_BF (van GRIENSVEN et al., 2006).

Com os parâmetros definidos no Swat-Cup, retorna-se ao ArcSWAT e altera os valores na aba “Manual Calibration Helper”, adicionando, igualando ou substituindo os valores, conforme parâmetros (Tabela 3.4). No primeiro método o valor inicial do parâmetro é modificado adicionando-se um valor. O segundo método consiste em multiplicar o valor inicial do parâmetro por um valor (em porcentagem). No último método o valor inicial do parâmetro é substituído por outro valor (Van GRIENSVEN et al., 2006).

Diante das análises dos processos de pesquisa, foi feito também a análise do potencial de contaminação dos agrotóxicos utilizando o índice de *Groundwater Ubiquity Score* (GUS), os critérios da *Environmental Protection Agency* (EPA) e o método GOSS (BRITTO et al., 2015). Esses métodos permitem avaliar a capacidade de provável risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, por meio de informações sobre os princípios ativos e suas propriedades físico-químicas.

Com os dados tabulados pode-se gerar dois cenários: aplicação de agrotóxico: (1) solúvel em água (2) dissolvido no sedimento. Além disso, foi padronizado as seguintes informações: Para o Tebuconazole, no mês de novembro, com 1 aplicação de 4g.ha^{-1} ; para o Tetraconazole, no mês de agosto, com 1 aplicação de 40g.ha^{-1} ; para o Clorpirifós, no mês de março, com 1 aplicação de 480g.ha^{-1} , permitindo desta forma, analisar o comportamento do agrotóxico nas áreas da rizicultura água e sedimentos.

3.5. RESULTADO E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para calibração do modelo hidrológico podem ser observados na Figura 3.5, assim verifica-se que a vazão simulada no SWAT para o rio Betume se correlacionam com a vazão medida, com 95% de probabilidade.

Os critérios de avaliação de desempenho do modelo hidrológico podem ser avaliados na Tabela 3.3, indicando uma boa calibração, conforme o hidrograma na Figura 3.5, apresenta valores de pico da vazão simulada levemente subestimados no período de agosto/2013 a março/2014, já no mês de junho, que corresponde à estação chuvosa os picos de vazão, foram levemente superestimados. Contudo a tendência global da produção de água simulada para o período foi bem representada pelo modelo. Já nos períodos de recessão pode-se observar um ajuste satisfatório por parte do SWAT, o que o torna eficiente na simulação de vazões mínimas, como verificado também por Andrade, Melo e Beskow (2013).

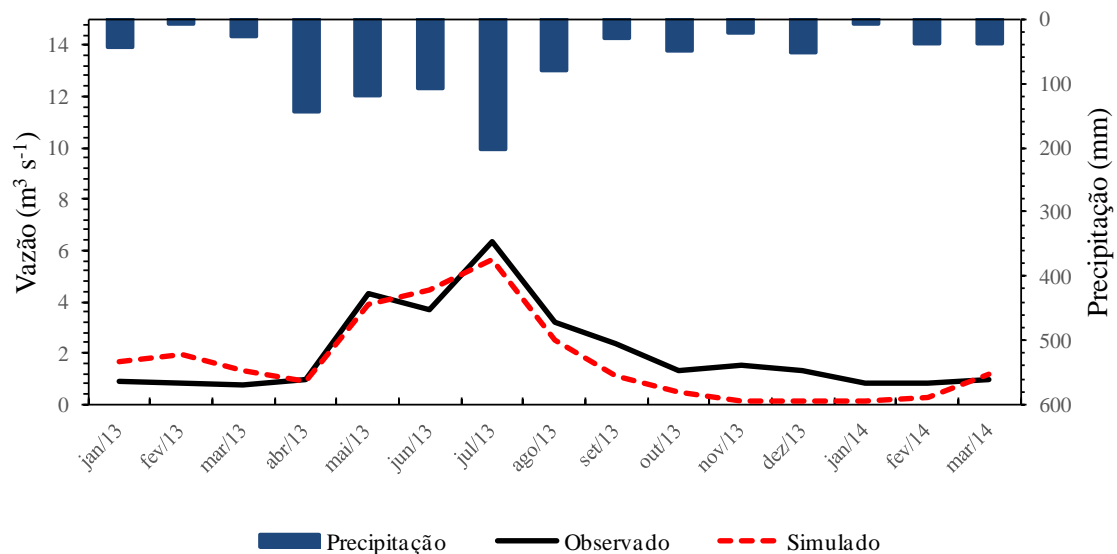


Figura 3.5. Hidrograma da vazão mensal referente à calibração no período de janeiro/2013 a março/2014.

A validação do modelo foi realizada para o período de abril de 2014 a agosto de 2015. Durante a validação (Figura 3.6), percebe-se que os picos de vazão dos dados observados e simulados durante o período verificado não coincidiram, mas houve uma tendência de similaridade para as vazões mínimas. Os resultados referentes a validação para PBIAS e R^2 , foram respectivamente 24,9 e 0,63 considerado satisfatório, assim pode-se afirmar que o modelo é capaz de descrever os processos hidrológicos do rio Betume.

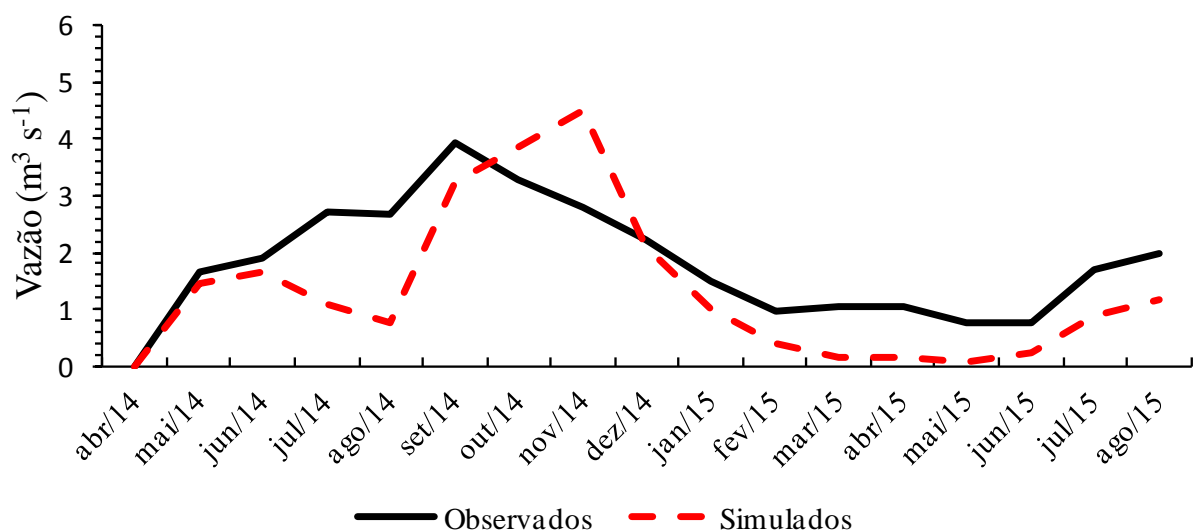


Figura 3.6. Hidrograma da vazão mensal referente à validação no período de abril/2014 a agosto/2015

Arnold et al. (2012), reunindo 64 estudos de maior representatividade mundial com o SWAT, indicaram os parâmetros mais utilizados no processo de calibração. Em relação ao

escoamento superficial são: CN2, AWC, ESCO, SURLAG, EPCO e OV_N; e em relação ao fluxo de base são: ALPHA_BF, GW_DELAY, GW_REVAP, RCHARG_DP, GWQMN e o REVAPMN. Porém, neste estudo, apenas 7 parâmetros do hidrogramas observado e simulado obtiveram-se resultados visualmente adequados entre eles foram CN2, ALPHA_BF, GW_DELAY, GWQMN, SOL_AWC, CH_N2 e HRU_SLP.

A disponibilidade de séries históricas relacionados aos parâmetros ambientais, dificulta o desenvolvimento de pesquisas de campo e aplicação de modelos matemáticos. Em virtude disso, a falta de dados históricos relacionado a concentração de agrotóxico na água e no sedimento, não permitiu a calibração do modelo para o rio Betume, contudo este fato não impede o estudo sobre sua variabilidade espacial, pois de acordo com os precursores do SWAT, o modelo pode ser aplicado em bacias hidrográficas não instrumentalizadas (ARNOLD e FOHRER, 2005; NEITSCH et al., 2011; UZEIKA et al, 2012), neste caso o estudo é utilizado para realizar inferências sobre as principais áreas produtoras. Foi encontrado valores compatíveis no rio Betume, entre os resultados de agrotóxicos observados por meio de monitoramento bimestral e os simulados na água pelo SWAT.

Com a inserção dos dados, pode-se gerar os cenários, aplicando o agrotóxico Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole na área da rizicultura em épocas diferentes. A dosagem simulada dos agrotóxicos foi definida como a dose média do ingrediente ativo registrada, recomendada e descrita em rótulos de produtos comerciais empregados na bacia hidrográfica e determinada por Armas et al. (2005). É notório que grande parte do produto aplicado não atinge o alvo.

Os resultados obtidos por meio do modelo hidrológico SWAT para a dinâmica dos agrotóxicos simulados na bacia hidrográfica do rio Betume, transportados na água e nos sedimentos foram distribuídos na Tabela 3.6 e Figura 3.7 e 3.8, tendo o perímetro irrigado da rizicultura, o local que ocorreu aplicação de agrotóxico.

Sendo assim, observa-se que a presença do Tebuconazole se apresentou mais atenuante quando comparado com os demais agrotóxicos, isto pode ser explicado pela sua maior solubilidade em água, que indica tendência do composto a ser removido do solo. No entanto, elevada solubilidade, não implica maior mobilidade no solo (Figura 3.7).

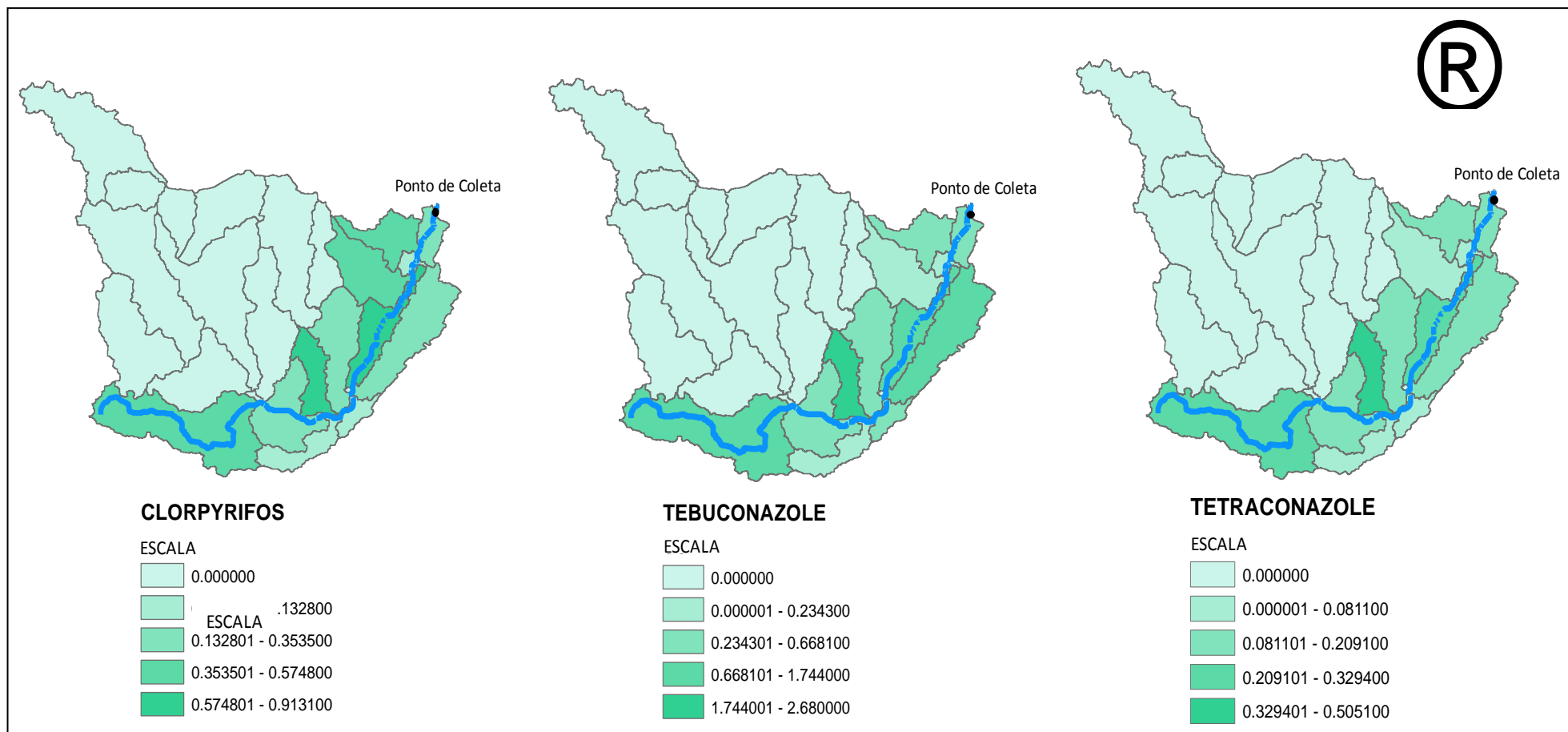


Figura 3.7. Comportamento dos agrotóxicos na água do rio Betume e ponto de coleta ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

A sub-bacia hidrográfica 21 apresentou maior concentração para os 3 agrotóxicos simulados, que pode estar relacionado ao solo do tipo Neossolo. Este possui característica com alta relação macro/microporos, dado o elevado grau de arredondamento dos grãos de quartzo que o compõe. Tal condição favorece a percolação mais rápida da água, traduzida pela alta condutividade hidráulica desse solo (K) que, aliada ao seu baixo teor de argila e baixo teor de matéria orgânica, contribuem para a intensificação do processo de lixiviação (GOMES et al., 2008).

Durante as coletas de água bimestrais, realizadas no período de março de 2013 a dezembro de 2014, foram detectados três princípios ativos utilizados nas práticas agrícolas da região do perímetro irrigado Betume são eles: clorpirifós, tebuconazole e o tetraconazole com seus respectivos nomes comerciais Colosso, Nativo e Domark. A presença destes agrotóxicos no rio Betume foi detectada nos meses de novembro de 2013, março, outubro e dezembro de 2014. Não foram encontradas concentração superiores ao Limite de Quantificação (LQ): $0,03 \mu\text{g.L}^{-1}$ nas demais amostras realizadas (Tabela 3.5).

Tabela 3.5. Concentração do Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole no período chuvoso e seco no rio Betume.

Data da coleta	Precipitação mensal (mm)	Rio Betume		
		Clorpirifós ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Tebuconazole ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Tetraconazole ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
14/03/2013	37,25	<LD	<LD	<LD
27/05/2013	200,5	<LD	<LD	<LD
25/07/2013	202,9	<LD	<LD	<LD
23/09/2013	48,3	<LD	<LD	<LD
20/11/2013	93,75	<LD	0,48	<LD
28/01/2014	9,75	<LD	<LD	<LD
17/03/2014	73	0,12	<LD	<LD
14/05/2014	253,5	<LD	<LD	<LD
15/07/2014	238,25	<LD	<LD	<LD
20/08/2014	102,5	<LD	<LD	<LD
14/10/2014	202,75	<LD	0,08	<LD
03/12/2014	18,25	<LD	0,09	0,08

Nota: < LD - Valor abaixo do Limite de Detecção do método.

Precipitação média mensal dos últimos 12 anos (2003 a 2014)

Comparando os dados observados com os dados coletados, o agrotóxico Tebuconazole foi detectado com maior frequência e concentração nesta região. O Tebuconazole é um fungicida que combate as doenças Cárie-do-grão (*Tilletia barclayana*), Brusone (*Pyricularia grisea*) e a Mancha-parda (*Bipolaris oryzae*). Os trabalhadores iniciaram o uso deste agrotóxico, para combater a doença do Brusone. Este é o agente causal da doença, *Pyriculariagrisea* (Cooke) Sacc, que possui capacidade de infectar várias gramíneas dentre elas o arroz. A enfermidade desenvolve rapidamente quando existem condições adequadas como: períodos de orvalho e associados a chuvas leves, as quais mantêm a umidade sobre as folhas (SCHEUERMANN e EBERHARDT, 2011).

O movimento dos agrotóxicos no ciclo hidrológico inclui também a movimentação dos agrotóxicos pelo sedimento na biota aquática dos mananciais. Trabalhos têm demonstrado que sedimentos contaminados com poluentes orgânicos persistentes tais como agrotóxicos e organoclorados são focos de contaminação das águas (BRADSHAW et al., 2012; GRANBERG et al., 2008). Desta forma, foi feita a simulação do Cenário 2, aplicando o agrotóxico Clorpirifós, Tebuconazole e Tetraconazole na área da rizicultura em épocas diferentes e identificando o comportamento destes no sedimento (Figura 3.8).

A concentração dos agrotóxicos no sedimento apresentou baixos valores, quando comparados ao movimento na água, isto se deve a sua alta mobilidade na água e baixa retenção do solo. Diversos autores têm comprovados este fato pelo método de GOSS e análise em campo (LAABS et al.2002; CUNHA, 2003; BRITTO et al., 2012; POSSAVATZ, et al., 2014).

Vale salientar que a presença do Clorpirifós ocorreu na entressafra do arroz (fevereiro a maio). Nesta época, é comum alguns produtores deixarem o gado se alimentar nas áreas de arroz, após a colheita do grão (palhada do arroz). O nome comercial deste produto é o Colosso que combate o carrapato do gado, e tem como princípio ativo o Clorpirifós.

Entretanto, não foi possível fazer análise dos agrotóxicos no sedimento em campo, tendo como base a falta de dados consistentes de adsorção/dessorção dos agrotóxicos menos persistentes em sedimentos que dificulta a previsão do comportamento destas substâncias neste compartimento (GEBREMARIAN et al., 2012). Vale salientar, que alguns autores identificaram a presença do Clorpirifós em sedimentos (SILVA et al., 2008; LI et al., 2013; MIGLIORANZA et al., 2013; MASIÁ et al., 2013).

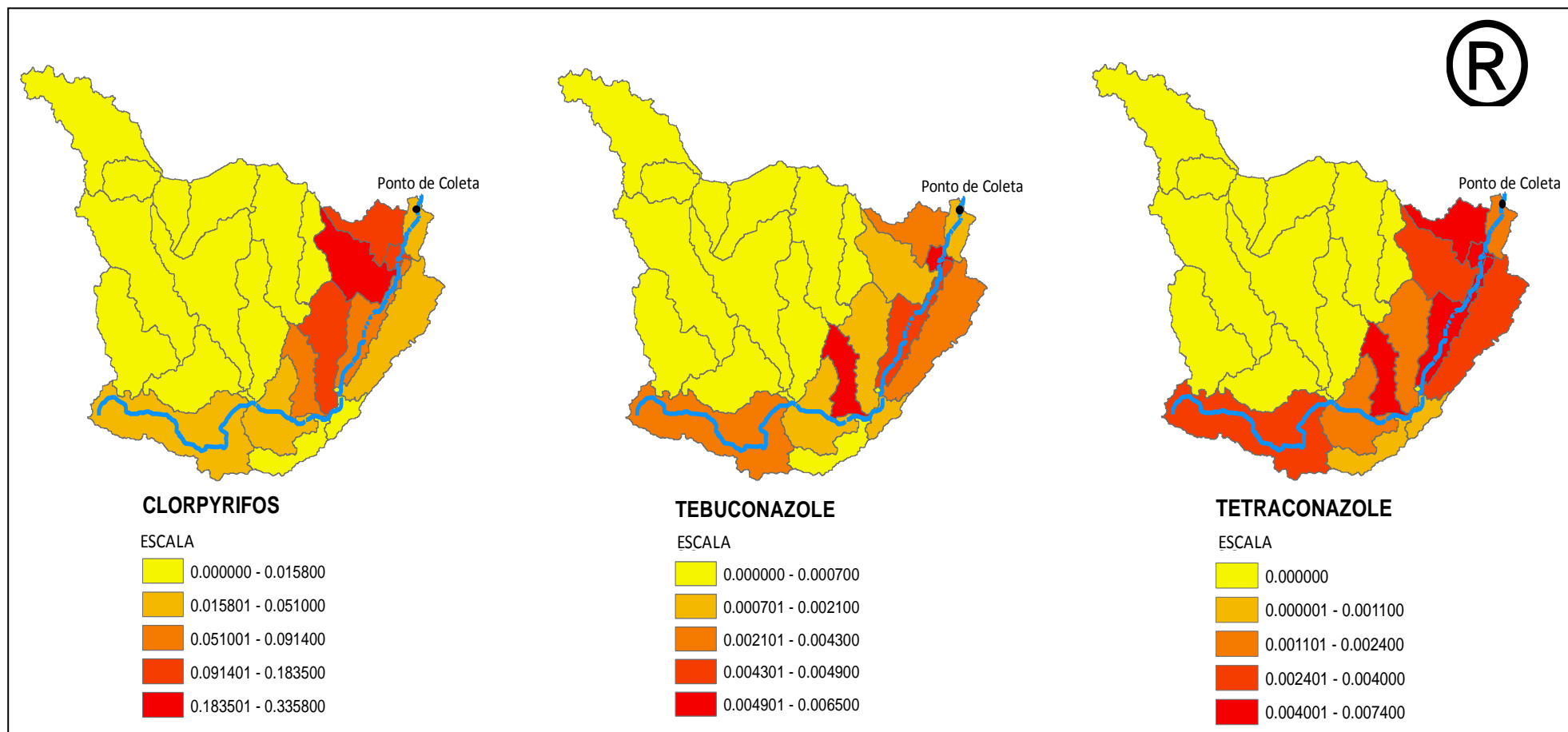


Figura 3.8. Comportamento dos agrotóxicos no sedimento do rio Betume e ponto de coleta($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Os agrotóxicos Lambda-cialotrina, Mancozebe, Tiofanato-Metílico, Triciclazol e Cipermetrina não foram encontrados durante as medições em campo. Mas são utilizados pelos produtores nas lavouras do arroz em diferentes épocas. Os valores das concentrações dos princípios ativos que foram lixiviados na água, através da simulação, utilizando o SWAT estão descritos na Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Concentração dos Agrotóxicos na água para modelagem do SWAT

Sub-bacia	Princípios Ativos				
	Lambda cialotrina	Mancozebe	Tiofanato-Metílico	Triciclazol	Cipermetrina
1	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
2	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
3	0,0058	0,3302	0,0054	0,9943	4,0610
4	0,0024	0,2146	0,0027	0,4304	2,5610
5	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
6	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
7	0,0005	0,0466	0,0006	0,0892	0,5575
8	0,0036	0,2875	0,0040	0,7680	3,5797
9	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
10	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
11	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
12	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
13	0,0059	0,5638	0,0059	1,6640	5,7100
14	0,0039	0,3425	0,0043	0,8245	4,1990
15	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
16	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
17	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
18	0,0036	0,3617	0,0040	0,6379	3,6240
19	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
20	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
21	0,0047	0,4958	0,0038	1,8790	3,6890
22	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
23	0,0018	0,2360	0,0044	0,3926	2,3600
24	0,0029	0,2346	0,0024	0,8937	3,2940
25	0,0007	0,0739	0,0010	0,2505	0,8961
26	0,0053	0,1276	0,0057	0,9450	5,3680

O Lambda-cialotrina é um inseticida pertencente ao grupo químico dos Piretóides. Para o método de GUS, EPA tem provável lixiviação, enquanto para o método de Goss, possui baixo potencial de transporte na água (BRITTO, 2015). Comparando aos resultados na Tabela 3.6, observa-se que sua concentração na água apresentou valores baixos para escoamento superficial, tendo na sub-bacia 13 maior concentração. Este resultado pode estar relacionado ao tempo de meia vida (7 dias), ou a solubilidade, diante disso, compostos com baixa

solubilidade em água tendem a se tornar fortemente absorvidos pela superfície da argila e matéria orgânica do solo (CHI e AMY, 2004).

Outro inseticida utilizado na região, seria o Cipermetrina, que apresenta baixa toxicidade em mamíferos, baixo impacto ambiental, são efetivos contra um largo espectro de insetos, porém o uso inadequado pode exercer nos vertebrados efeitos neuro e cardiotóxicos (SANTOS et al, 2007). A sub-bacia 13 apresentou elevado valor de concentração de agrotóxicos na água, em virtude da área ser composta por solo do tipo, neossolo, que proporciona maior lixiviação. Este resultado está acima do valor recomendado pela Comunidade Europeia, que admite concentração máxima de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ para qualquer agrotóxico em águas destinadas para consumo humano (FILIZOLA et al., 2002; ARMAS et al., 2007).

O fungo Brusone encontrado no cultivo de arroz irrigado, pode ser combatido pelo fungicida Triciclazol, utilizado para prevenir o aparecimento deste organismo. Pertence ao grupo químico benzotiazol e seu modo de ação é a inibição da formação de melanina em fungos, que na sua ausência de melanina inibem a fixação planta hospedeira (NAKAGOME et al., 2006). Sua concentração na água na subacia 21, apresentou valor intermediário, da mesma forma ocorreu com o método de GOSS (BRITTO, 2015), que pode ser explicado pelo tempo de meia vida na água (92 dias), ou seja, o período de tempo necessário para degradar a metade da quantidade inicialmente aplicada no ambiente.

Os fungicidas mancozeb contêm, em sua molécula, manganês, o qual está associado a danos no sistema nervoso central, como a síndrome que lembra o parkinsonismo (DEBBARH et al. 2002, ZHOU et al., 2004). Na Tabela 3.6, sua concentração apresentou valores baixos, com maior representatividade na sub-bacia 13, tendo como causa, a sua baixa solubilidade, ou seja, capacidade do agrotóxico dissolver em uma quantidade padrão de água. Da mesma forma, o Tiofanato-Metílico apresentou similaridade nos resultados. Com classificação toxicológica IV, considerado alto, e pelo Método de GOSS apresenta médio potencial de transporte no sedimento e na água (PRADO, 2013).

Diversos problemas de saúde vêm sendo relacionados nas últimas décadas, na literatura científica internacional, entre esses distúrbios do sistema nervoso central, doenças hepáticas, renais e cardiorrespiratórias, entre outras manifestações de exposição crônica a esses agentes químicos. Como não há limites de segurança para a presença de resíduos de agrotóxicos em água de chuva, é impossível dimensionar o real impacto de tal via na deterioração da qualidade do ambiente, da saúde humana e da biodiversidade. Soma-se a isto o fato de que muito pouco se conhece sobre os possíveis efeitos tardios que uma exposição múltipla e

continuada a baixas doses de agrotóxicos possa trazer à saúde destas populações, especialmente das mais vulneráveis (MOON, 2009).

3.6. CONCLUSÕES

- 1) A calibração apresentou índices considerados satisfatório para os parâmetros R^2 (0,79), NSE (0,73), PBIAS (14,7) e RSR 0,52 indicando uma realidade quando comparados os dados simulados e observados para vazão do rio Betume.
- 2) O manejo da rizicultura, pelo processo de irrigação por alagamento e drenagem da lavoura, proporcionou maior frequência e concentração de agrotóxicos no rio Betume, em virtude da baixa mobilidade na água, da aplicação do agrotóxico para combater o brusone e do alto potencial de ser transportado quando dissolvido em água.
- 3) O escoamento superficial favoreceu a contaminação das águas superficiais, através do transporte dos agrotóxicos adsorvido às partículas do sedimento, para o carrapaticida Clorpifiros.
- 4) Quanto ao movimento dos agrotóxicos na água, a sub-bacia hidrográfica 13 obteve maiores concentrações, em virtude do tipo de solo, o neossolo, que proporciona maior lixiviação. Os agrotóxicos Triciclazol e Cipermetrina apresentaram maiores concentrações, que pode ser explicado pela sua solubilidade em água e baixa retenção nos solos.
- 5) Evidências das ações antrópicas referente às modificações do uso do solo do rio Betume promoveram alterações na produção e qualidade da água como também, o aumento de agrotóxicos nos sedimentos e nas águas superficiais simulados no modelo SWAT.

3.7. REFERÊNCIAS

ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP2009: *SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual*. Department of Systems Analysis, **Integrated Assessment and Modelling** (SIAM), Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 95 p.2011.

ABBASPOUR, K.C. SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs – a user manual. Department of Systems Analysis, Integrated Assessment and Modelling (SIAM), **Eawag Aquatic Research**, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Switzerland, 103 p. 2012.

AGUIAR NETTO, A. O.; LUCAS, A. A. T.; SANTOS, A. G. C. ; ALMEIDA, C. A. PRATA. **Água e ambiente no Baixo São Francisco Sergipano**. In: Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas; Antenor de Oliveira Aguiar Netto. (Org.). Águas do São Francisco. 1ed. São Cristóvão: UFS, 2011, p. 15-32.

ANDRADE, M. A; MELLO, C. R; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.17, n.1, p.69-76, 2013.

ARMAS, E. D., MONTEIRO, R.T.R., AMÂNCIO, V.A., CORREA, R.M.L., GUERCIO, M.A.; Uso de pesticidas em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e risco de contaminação de poluição hídrica. **Química Nova**, v.28, n. 6. p. 975-982, junho 2005.

ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; ANTUNES, P. M.; SANTOS, M. A. P. F.; CAMARGO, P. B.; ABAKERLI, R. B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1119-1127, 2007.

ARNOLD, J.G., Srinivasan, R., Muttiah R.S., Williams, J.R., Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 34, n. 1, p 73–89, 1998.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K.) SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Transactions of the ASABE , v. 55(4), p. 1491-1508. 2012.

ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. Swat 2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 563-572, 2005.

BRADSHAW C.; TJENSVOLL, I.; SKÖLD, M.; ALLAN, I. J.; MOLVAER, J.; MAGNUSSON, J.; NAES, K.; NILSSON, H. C. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. **Environmental Pollution**, v. 170, p. 232-241, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.019>.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; MELLO, A. V. M.; NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 390-398, abr-jun, 2012.

BRITTO, F. B.; SILVA, T. M. M.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O. ; CARVALHO, M. C., Avaliação do Risco de Contaminação Hídrica por Agrotóxicos no Perímetro Irrigado Betume no Baixo Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 9, n. 3, 2015 - DOI: 10.7127/RBAI.V9N300301.

BOSKIDIS, I. et al. Hydrologic and water quality modeling of lower Nestos river basin. **Water Resource Management**, v. 26, p. 3023-3051, 2012.

CODEVASF. **Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. Perímetros Irrigados Betume..** Aracaju, Se ,2015. Acesso em 10 de julho de 2015. Disponível em <http://www.codevasf.gov.br/principal/perimetros-irrigados/elenco-de-projetos/betume>.

CHI, F.H.; AMY, G.L. Transport of anthracene and benz(a)anthracene through iron quartz and three aquifer materials in laboratory columns. **Chemosphere**, vol. 55, n. 4, p. 515-524, 2004.

CUNHA, M. L. **Determinação de resíduos de pesticidas em sedimentos dos principais rios do Pantanal Mato-grossense por CG/EM. 2003.** Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) - Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2003.

DEBBARH, I. et al. Human neurotoxicity of ethylenebis-dithiocarbamates (EBDC). **Revue Neurologique**, Paris, v. 158, n. 12, p. 1175-1180, 2002.

DURÃES, M. F., **Caracterização e avaliação do estresse hidrológico da bacia do rio Paraopeba, por meio de simulação chuva-vazão de cenários atuais e prospectivos de ocupação e uso do solo utilizando um modelo hidrológico distribuído.** Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

FARAMARZI, M., K. C. ABBASPOUR, R. SCHULIN, ANDH. YANG Modelling blue and green water resources availability in Iran, **Hydrol. Processes**, 23(3), 486–501, 2009.

FILIZOLA, H. F., FERRACINI, V.L., AGUIAR SANS, L.M., GOMES, M.A.F., FERREIRA, C.J.A., **Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 37, n. 05, p. 659-667, 2002.

GARBOSSA, L. H. P. VASCONCELOS, L. R. C.; LAPA K. R.; BLAINSKI, E.; PINHEIRO, A. **The use and results of the Soil and Water Assessment Tool in Brazil: A review from 34 1999 until 2010.** In: 2011 International SWAT Conference & Workshops, Toledo Espanha. p. 1-27. , 2011.

GASSMAN, P. W., REYES, M.R., GREEN, C.H., ARNOLD, J.G., The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GEBREMARIAM, S. Y; BEUTEL, M. W.; YONGE, D.R.; FLURY, M.; HARSH, J. B. Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 215, p. 123-75, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-1463-6>.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, A. S.; QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; JARDIM, I. C. S. F.; PAULA, M. M.; DIOGO, A., Movimento do Herbicida Imazetapir em um Neossolo Quartzarênico Típico e em um Latossolo de Textura Média das Nascentes do Rio Araguaia, Município de Mineiros (Go), Pesticidas: **Revista Ecotoxicol. e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 18, p. 115-122, jan./dez. 2008.

GRANBERG , M. E.; GUNNARSSON , J. S.; HEDMAN , J. E.; ROSENBERG , R.; JONSSON , P. Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic Sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*. **Environmental Science and Technology**, v. 42, p. 1058-1065. <http://dx.doi.org/10.1021/es071607j>. 2008.

GREEN, C. H., TOMER, M. D., LUZIO, M. DI, ARNOLD, J. G. Hydrologic evaluation of the soil and water assessment tool for a large tile-drained watershed in Iowa. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 49, n. 2, p. 413-422, 2006.

GREEN, C. H.; Van GRIENSVEN, A. Autocalibration in hydrologic modeling: Using SWAT2005 in small-scale watersheds. **Environmental Modelling & Software**, v.23, p.422-434, 2008.

JACOMINE, P. K. T.; MONTENEGRO, J. M.; RIBEIRO, M. R.; FORMIGAET, R.A., **Levantamento Exploratório-Reconhecimento de Solos do Estado de Sergipe**, Embrapa, Centro de Pesquisas Pedológicas, Brasil. SUDENE, DRN. Divisão de Recursos Renováveis, Recife-Pe. 1975.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; WANTZEN, M.; SILVA, C. J.; ZECH, W. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1636-1648, 2002. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1636>.

LI, H.; SUN, B.; LYDY, M. J.; YOU, J. Sediment-associated pesticides in an urban stream in Guangzhou, China: implication of a shift in pesticide use patterns. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 32, n. 5, p. 1040–1047, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.2147>.

LINO, J. F. L.; CORSUIL, C. W.; KOBAYAMA, M. Análise da vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Preto com o modelo SWAT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2009.

LOPES, N, H, Y; KOBAYAMA, M. (2008). “Análise do Equilíbrio Hidrossedimentológico em uma Microbacia Experimental com o Modelo SWAT e as Características Geomorfológicas”. In **Anais** do VII Simpósio Nacional De Geomorfologia; I Encontro Latino-Americano De Geomorfologia, Belo Horizonte, Agos. 2008.

MASIÁ, A.; CAMPO, J.; VÁZQUEZ-ROIG, P.; BLASCO, C.; PICÓ, Y. Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). **Journal of Hazardous Materials**, v. 263P, p. 95-104, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.035>.

MIGLIORANZA, K. S. B.; GONZALEZ, M.; ONDARZA, P. M.; SHIMABUKURO, V. M.; ISLA, F. I.; FILLMANN, G. et al. Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in different matrices from the Río Negro basin. **Science of the Total Environment**, v. 452-453, p. 275-285, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv>.

MOON J.M., CHUN B.J., Acute endosulfan poisoning: a retrospective study. **Hum Exp Toxicol**. 2009; 28(5): 309-316.

MORIASI, D. N. et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

NASCIMENTO, M. C., RIBEIRO, C.E.J; AGUIAR NETTO, A. O., Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo Rio São Francisco , **Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco** Alagoas, 2013.

NAKAGOME, F.K.; NOLDIN, J.A.; RESGALLA JR., C. Toxicidade aguda e análise de risco de herbicidas e inseticidas utilizados na lavoura do arroz irrigado sobre o cladócea *Daphnia magna*. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 16, p. 93-100, 2006.

NEITSCH, S. L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R., Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation – Version 2009. Texas Water Resources Institute Technical Report N° 406. Temple: **Agricultural Research Service** (USDA) & Texas Agricultural Experiment Station (Texas A&M University), 2011. 647p.

PEIXE, T. S.; NASCIMENTO, E. S.; ROSA, H. V. D., Determinação de fenol urinário por cromatografia em fase gasosa em trabalhadores que utilizam resinas fenólicas em fundições, **Revista Brasileira Ciências Farmacêuticas** vol.42 no.2 São Paulo Apr./June 2006.

POSSAVATZ ,J.; ZEILHOFER, P.; PINTO, A. A. ; TIVES, A. L. ; DORES,E. F. G. C., Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil **Rev. Ambient.** Água vol. 9 n. 1 Taubaté - Jan. / Mar. 2014

PRADO, G. L., **Avaliação da Susceptibilidade à Contaminação de Corpos Hídricos, em Áreas de Cultivo e do Entorno (Reservas Indígenas), pelo uso de Agrotóxicos**, Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, 2013.

SANTOS, MAT, AREAS MA, REYS, FG. Piretróides – Uma visão geral. **Alim. Nutr.** v.18(3), p. 339-349, jul./set. 2007.

SCHEUERMANN, K. K.; EBERHARDT, D. S. Avaliação de fungicidas para o controle da brusone de panícula na cultura do arroz irrigado. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, n. 1, p. 23-28, 2011. ISSN, 16769732.

SCHUOL, J., K. C. ABBASPOUR,R. SARINIVASAN, AND H. YANG , Estimation of freshwater availability in the West African sub-continent using the SWAT hydrologic model, **J. Hydrol.**, 30–49. 2008.

SERGIPE. SRH - Superintendência de Recursos Hídricos. **Atlas digital sobre os Recursos Hídricos de Sergipe**. ARACAJU: SEPLANTEC-SRH, CD-ROM. 2012.

SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A.; LANÇAS, F. M.; PINTO, J. S. S.; AVELAR, W. E. P. Organochlorine pesticides in Piracicaba river basin (São Paulo/Brazil): a survey of sediment, bivalve and fish. **Química Nova**, v. 31, n. 2, p. 214-219, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000200005>.

SILVA, M. G. , **Modelagem Ambiental na Bacia hidrográfica do Rio Poxim-Açu/Se e suas Relações Antrópicas** Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente na Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.

UZEIKA, T. Use of the SWAT model for hydro-sedimentologic simulation in a small rural watershed. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 557-565, 2012.

VAN GRIENSVEN, A. et al. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multivariable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, p.10-23, 2006.

VEIGA, A. M., **Calibração Hidrossedimentológica do Modelo Swat na Bacia Hidrográfica no Córrego Samambaia, Goiânia - Go**, Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás Goiânia, Maio de 2014.

ZHOU, Y., SHIE, F.S., PICCARDO, P., MONTINE, T.J., ZHANG, J., Proteasomal inhibition induced by manganese ethylenebis-dithiocarbamate: relevance to Parkinson's disease. **Neuroscience**, Oxford, v. 128, n. 2, p. 281-291, 2004.

CAPÍTULO 4

OS AGROTÓXICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA NO PERÍMETRO IRRIGADO CALIFÓRNIA NO BAIXO SÃO FRANCISCO

4.1. RESUMO

A escassez de água constitui um forte entrave ao desenvolvimento socioeconômico e, até mesmo, à subsistência da população. Sendo assim, os impactos qualitativo e quantitativo dos recursos hídricos provocados pelo homem, principalmente em razão dos adensamentos populacionais e atividades agroindustriais causam grandes problemas na disponibilidade hídrica. O rio São Francisco abastece com água vários perímetros irrigados entre eles o Califórnia, que por sua vez drena suas águas residuais para o riacho da Onça. O objetivo deste estudo foi analisar a qualidade da água drenada e os agrotóxicos utilizados na produção agrícola, no perímetro irrigado Califórnia no Baixo São Francisco. Foram realizadas 22 campanhas de monitoramento para análise físico-química, 12 campanhas para análise de agrotóxico, o monitoramento iniciou em março de 2013 e finalizou em dezembro de 2014. Foram analisados 10 parâmetros físico-químico, em 2 estações de monitoramento. A análise de risco de contaminação dos agrotóxicos na água e solo, foi realizada mediante critérios da Environmental Protection Agency (EPA), Índice de GUS e método de GOSS. No rio São Francisco observou-se que a turbidez, clorofila-a, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes, no período seco apresentaram valores acima do limite estabelecido pelo CONAMA/2005, classe 2, enquanto no riacho da Onça a DBO, OD, nitrato, TDS, condutividade elétrica, cloretos, fósforo, clorofila-a e coliformes termotolerantes apresentaram valores elevados, no período seco e chuvoso, que caracterizam uma tendência de eutrofização do ambiente aquático. Os resultados do monitoramento de agrotóxicos evidenciaram a presença dos seguintes princípios ativos: ciproconazole e ivermectina no solo, como também o atrazina e clorpirifós na água. Segundo a resolução CONAMA nº 357/05, a atrazina ficou abaixo do limite de tolerância de $2\mu\text{g.L}^{-1}$. A presença de agrotóxicos e o desequilíbrio dos parâmetros físico-químicos evidencia risco de contaminação dos recursos naturais que pode promover impactos a saúde da comunidade, caso não sejam tomadas medidas de prevenção e monitoramento da qualidade da água na região do perímetro irrigado Califórnia.

Palavras-Chaves: Monitoramento ambiental, contaminação por agrotóxico, recursos hídricos.

THE PESTICIDES AND WATER QUALITY IN THE PERIMETER IRRIGATION IN LOW CALIFORNIA SAN FRANCISCO

4.2. ABSTRACT

Water scarcity is an important constraint to socio-economic development and even the population's survival. Therefore, the qualitative and quantitative impacts of water resources caused by man, mainly because of the high population density and agro-industrial activities cause major problems in water availability. The River São Francisco supplies water to several irrigated perimeter among them, California, which in turn drain their wastewater into Onça's stream. The objective of this study was to analyze the quality of drained water and pesticides used in agricultural production, in California's irrigated perimeter in the lower São Francisco. They were conducted 22 monitoring collections for physical and chemical analysis, 12 collections for pesticide analysis. The monitoring began in March 2013 and finished in December 2014. 10 physicochemical parameters were analyzed in two monitoring stations. The pesticide contamination risk analysis in water and soil, was conducted by criteria of Environmental Protection Agency (EPA), GUS index and GOSS method. In the River São Francisco was observed that the turbidity, chlorophyll-a, DO, BOD and fecal coliform in the dry period showed results above the limits established by CONAMA / 2005, Class 2, while the stream of Onça BOD, DO, nitrate, TDS, conductivity, chloride, phosphorus, chlorophyll-a and fecal coliforms showed higher values in the dry and rainy season, featuring an aquatic environment eutrophication trend. Pesticide monitoring results showed the presence of the following active ingredients: ivermectin and cyproconazole in soil, as well as the atrazine and chlorpyrifos in water. According to CONAMA Resolution 357/05, atrazine was below the limit of tolerance $2\mu\text{g.L}^{-1}$. The presence of pesticides and the imbalance of the physicochemical parameters reveals risk of contamination of natural resources that can promote community health impacts if not taken preventive measures and monitoring of water quality in the area of California's irrigated perimeter.

Keys-Word: Environmental monitoring, contamination by pesticides, water resources.

4.3. INTRODUÇÃO

Os problemas relativos à qualidade da água envolvem um espectro bastante amplo dentro das áreas de estudo hidroambiental e na determinação das fontes de contaminação resultantes de disposições inadequadas dos resíduos líquidos e sólidos, de natureza doméstica e industrial; alterações provocadas por empreendimentos para geração de energia (barragens), além das práticas agrícolas e pecuárias (VASCONCELOS, 2011).

O uso intensivo da água do riacho da Onça e a escassez de chuvas na região semi-árida, vem provocando a diminuição da vazão do riacho e sua capacidade de regeneração. Além disso, com suas nascentes efêmeras, surge a necessidade do gerenciamento dos recursos hídricos com o controle ambiental, de forma a impedir que problemas decorrentes da poluição da água, em virtude dos usos múltiplos, venham comprometer sua sustentabilidade hídrica.

Dessa forma os dados obtidos em atividades de monitoramento, por meio da utilização de indicadores físicos, químicos, microbiológicos e de agrotóxicos, são características ou componentes específicos da água e podem indicar quanto os ecossistemas aquáticos podem estar sendo afetados (VASCO et al., 2011).

O uso de princípios ativos de alta toxicidade, associado a um manuseio inadequado dos agrotóxicos, foi comprovado por Pinheiro, (2004) no perímetro irrigado Califórnia, em que constatou problemas ambientais e na saúde do trabalhador. Os produtos mais comumente utilizados nesta região eram o Nortox 500, Domark, EngeoPelno, Lannate BR e Vertimec, que são extremamente tóxicos, e representa risco para a saúde dos trabalhadores rurais que manuseiam estes produtos, muitas vezes sem o uso dos equipamentos de proteção individual.

As informações sobre a qualidade da água são indispensáveis para se promover um adequado aproveitamento dos recursos hídricos em bases sustentáveis. A falta de informações aumenta a incerteza nas tomadas de decisões, acarretando resultados negativos no uso e aproveitamento dos recursos hídricos. Sendo assim, este trabalho objetivou avaliar a qualidade da água e o potencial de contaminação por agrotóxicos do perímetro irrigado Califórnia, considerando a produção agrícola, e suas influências ambientais no riacho da onça do município de Canindé do São Francisco-Se.

4.4. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O perímetro irrigado Califórnia possui área total de 3.980 ha, incluindo áreas irrigadas e de sequeiro. A área irrigada corresponde a 1.360 ha, constituída de 333 lotes, sendo 243

para assentamento de agricultores familiares, com área média de 4,2 ha por lote (GOMES, et al.,2009).

As principais atividades econômicas estão relacionadas à agricultura (milho, quiabo, aipim, goiaba e feijão), pecuária (bovinos, caprinos e ovinos) e avicultura (galináceos). A abrangência do perímetro irrigado Califórnia está entre os municípios de Canindé do São Francisco e Poço Redondo, no extremo noroeste do Estado de Sergipe, microrregião homogênea do Sertão Sergipano, distando 213km da capital Aracaju (GOMES,et al., 2009). O perímetro irrigado Califórnia abrange o riacho da Onça, rio Curituba e riacho Lajedinho (Figura 4.1).

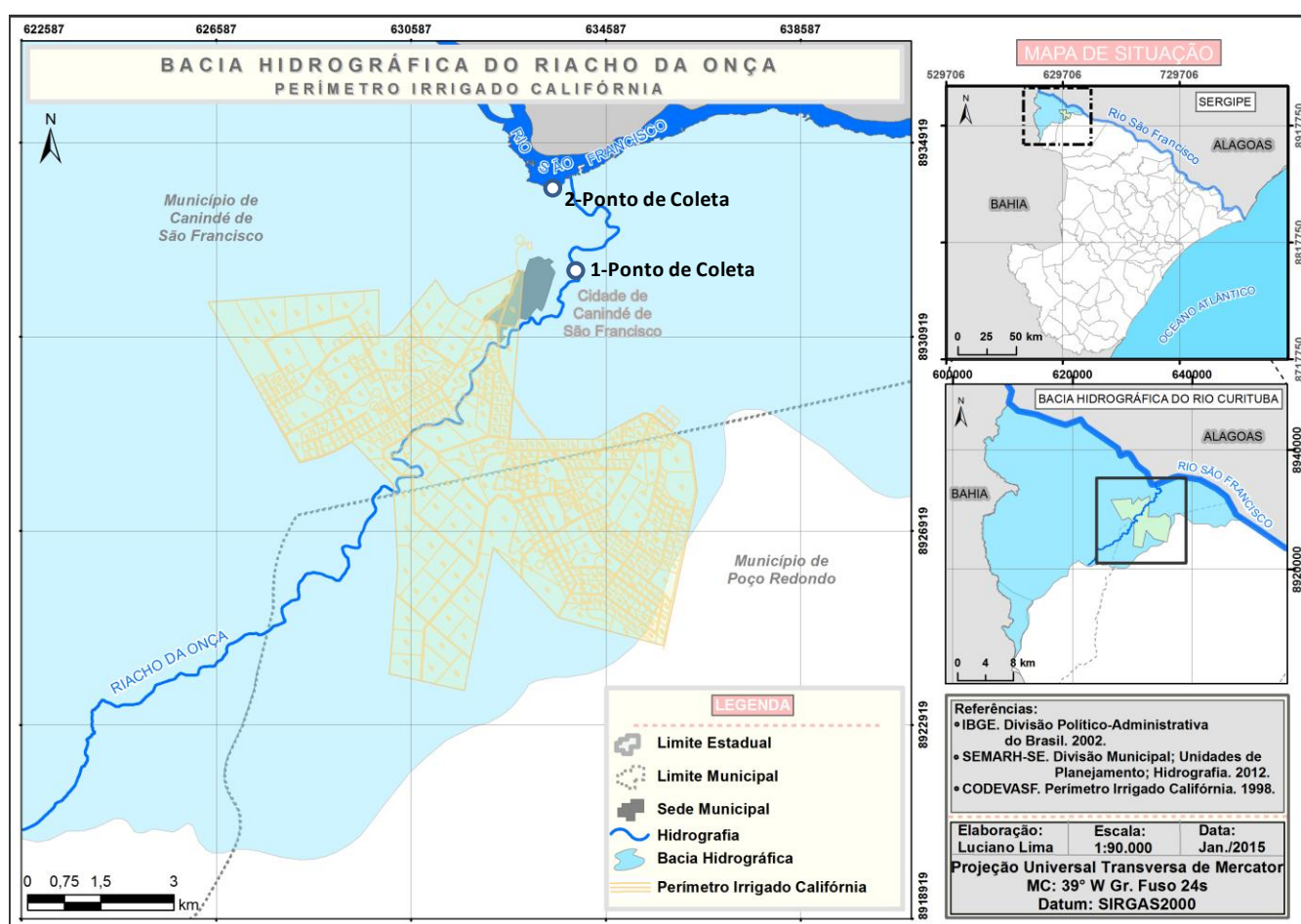


Figura 4.1. Localização do perímetro irrigado Califórnia em Canindé do São Francisco, Sergipe. Fonte: SERGIPE, 2012.

Os solos predominantes na área do perímetro são classificados como Neossolos (litólicos e regossolos) e Luvisolos (bruno não-cálcio). A classificação climática, segundo Köppen, é um clima muito quente, semiárido, tipo estepe, com estação chuvosa concentrada nos meses de abril, maio, junho, julho e agosto. A temperatura média de 26°C

(CAVALCANTI et al. ,2006). Quanto a precipitação pluviométrica média anual da região, é de 576,70mm e a média mensal, de 44,34 mm.

Definição dos pontos de amostragem e coleta dos dados

As campanhas foram feitas em duas estações distribuídas ao longo do riacho da Onça. Este riacho é responsável pela drenagem do perímetro irrigado Califórnia. Na Tabela 4.1, tem-se a estação E1 situada na ponte de acesso ao município de Canindé do São Francisco na rodovia SE-230 e a estação E2 na prainha do rio São Francisco.

Tabela 4.1. Descrição das Campanhas de amostragem de água no riacho das Onça e rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe.

Estação	Localização	Coordenadas (UTM)
1	riacho das Onça (Ponte da SE-230)	24L 632344; 8930745
2	rio São Francisco (prainha)	24L 633240; 8934103

Foram realizadas 34 campanhas de monitoramento, compreendendo o período de março de 2013 a dezembro de 2014. Na análise físico-química foram coletadas 22 amostras realizadas mensalmente. Para análise de agrotóxicos foram coletadas 12 amostras realizadas bimestral. As amostras de água foram coletadas na camada superficial, utilizando os procedimentos de coleta e conservação, seguindo os padrões de higiene e controle de amostragem descrita por Macêdo (2003). As análises físico-química, obedeceram às metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA,2005), na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Resumo da metodologia analítica adotada (APHA, 2005).

Parâmetros	Metodologia	Standart Methods
OD	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	----
DBO	SMEWW, 2012	5210-D
DQO	SMEWW, 2012	4500-O C
TDS	SMEWW, 2012	5220-D/Nova 60 Merck
Fósforo Total	SMEWW, 2012	4500-P E
Condutividade	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	----
Cloretos	SMEWW, 2012	4500-CI B
Turbidez	SMEWW, 2012	2130-B
Nitrato	Cromatografia Iônica	US EPA 300.0
Coliformes Termotolerantes	SMEWW, 2012	9221-B
Clorofila-a	SMEWW, 2012	10200 H

Fonte: Laboratório ITPS e LQA. Sonda Multiparâmetros.

Os dados obtidos no monitoramento e nos cálculos dos parâmetros físico-químico foram analisados por meio de estudos estatísticos preliminares e de estatísticas básicas sugeridas por Sperling (2005). Com isso, foi possível fazer a organização e a caracterização do comportamento das condições de qualidade da água nas duas estações de monitoramento, que se apresentam sob diferentes condições de uso e ocupação do solo.

Enquanto para os agrotóxicos a primeira etapa da pesquisa foi identificar os tipos de agrotóxicos mais utilizados na região do perímetro irrigado Califórnia. Para isso, foram realizadas estudos junto aos irrigantes, produtores rurais, e em pontos de venda de agrotóxicos na região de Aracaju, Poço Redondo e Canindé do São Francisco. Estas informações foram utilizadas como base para identificar as características e propriedades físico-químicas dos agrotóxicos por meio de pesquisa na Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA e no banco de dados Pesticide Properties Database - PPD (EXTOXNET, 2015).

Para a análise de riscos utilizou-se o índice de Groundwater Ubiquity Score (GUS), os critérios da Environmental Protection Agency (EPA) e o método GOSS. Esses métodos permitem avaliar a capacidade de provável risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais, por meio de informações sobre os princípios ativos.

O índice proposto por Groundwater Ubiquity Score – GUS (Gustafon, 1989) avalia o potencial de contaminação de água subterrânea por agrotóxico segundo a equação 4.1.

$$GUS = \log\left(t_{\frac{1}{2} \text{ solo}}\right) \times (4 - \log(Koc)) \quad \text{eq. (4.1)}$$

em que:

$t_{\frac{1}{2} \text{ solo}}$ = meia vida do produto no solo (dias);

Koc = coeficiente de adsorção ao carbono orgânico ($L \text{ kg}^{-1}$).

Após a obtenção do valor do índice de GUS, o princípio ativo (p.a.) é classificado em uma das categorias, definidas por faixas pré-estabelecidas, conforme os seguintes intervalos:

- a) $GUS \leq 1,8 \Rightarrow$ Não sofre lixiviação;
- b) $1,8 < GUS < 2,8 \Rightarrow$ Faixa de Transição;
- c) $GUS \geq 2,8 \Rightarrow$ Provável Lixiviação.

Outra forma utilizada para avaliar a capacidade de transporte de agrotóxicos, é o critério da EPA (COHEN et al., 1995). Para isto, os princípios ativos que apresentam maior potencial de risco de transporte, tem uma tendência à contaminação, principalmente em águas subterrâneas, seguindo os parâmetros a seguir:

- a) solubilidade em água $> 30 \text{ mg L}^{-1}$;
- b) coeficiente de adsorção à matéria orgânica: $K_{oc} < 300 \text{ a } 500 \text{ mL g}^{-1}$;
- c) constante de Henry: $k_H < 10^{-2} \text{ Pa m}^3 \text{ mol}^{-1}$;
- d) meia vida no solo ($t_{1/2 \text{ solo}}$): $> 14 \text{ a } 21 \text{ dias}$;
- e) meia vida na água ($t_{1/2 \text{ água}}$) $> 175 \text{ dias}$.

O método proposto por GOSS (1992), utiliza um conjunto de cláusulas e regras, apresentadas em intervalos matemáticos, pelos quais se faz a avaliação do potencial de transporte de agrotóxicos associado a sedimento ou dissolvido em água superficial (Tabela 4.3). As substâncias que não se enquadram em nenhum dos critérios são consideradas como tendo potencial médio para contaminarem águas superficiais.

Tabela 4.3. Método proposto por GOSS.

A) Potencial de transporte associado ao sedimento			
	$t_{1/2 \text{ solo}}(\text{d})$	$K_{oc} (\text{mL g}^{-1})$	$W_s (\text{mg L}^{-1})$
Alto Potencial	≥ 40	≥ 1000	–
	≥ 40	≥ 500	$\leq 0,5$
Baixo Potencial	< 1	–	–
	≤ 2	≤ 500	–
	≤ 4	≤ 900	$\geq 0,5$
	≤ 40	≤ 500	$\geq 0,5$
	≤ 40	≤ 900	≥ 2
B) Potencial de transporte dissolvido em água			
	$t_{1/2 \text{ solo}}(\text{d})$	$K_{oc} (\text{mL g}^{-1})$	$W_s (\text{mg L}^{-1})$
Alto Potencial	> 35	< 100000	≥ 1
	< 35	≤ 700	$\geq 10 \text{ e } \leq 100$
Baixo Potencial	–	≥ 100000	–
	≤ 1	≥ 1000	–
	< 35	–	$< 0,5$

$t_{1/2}$: meia-vida no solo (dias); K_{oc} : coeficiente de absorção de matéria orgânica (mL g^{-1}); W_s : solubilidade em água (mg L^{-1}). Fonte: (Milhome et al., 2009).

Para calcular os valores do índice de GUS, critérios EPA e método de GOSS foi utilizado o programa AGROSCRE da Embrapa que faz a avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxico mediante o fornecimento dos dados físico-químicos de cada princípio ativo (BRITTO et al., 2012).

4.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Monitoramento de parâmetros físico-químico

Na Tabela 4.4 pode-se observar os resultados obtidos por meio das análises realizadas, nas estações de monitoramento E1 (riacho das Onça) e E2 (rio São Francisco). Durante o período de coleta houve variações nos valores obtidos por meio das análises laboratoriais em todas as estações de monitoramento entre os períodos chuvoso e seco.

Tabela 4.4. Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade monitorados no período chuvoso e seco para as estações de monitoramento.

Parâmetros	Est	Período Chuvoso			Período Seco			CONAMA
		Max ²	Min ³	Méd ⁴	Max	Min	Méd	Classe 2
OD (mg.L ⁻¹)	1	8,50	2,60	4,88	9,10	1,69	5,30	>=5,0
	2	7,00	3,20	5,04	7,92	4,50	6,12	
DBO (mg.L ⁻¹)	1	51,00	3,00	36,93	56,29	3,10	23,30	5,0
	2	43,97	8,70	20,81	52,25	2,70	21,69	
TDS (mg.L ⁻¹)	1	1588,00	60,00	495,64	1029,00	156,	547,79	500
	2	77,49	35,00	49,76	70,19	32,0	49,60	
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	1	0,75	0,014	0,214	0,80	0,03	0,18	0,025
	2	0,03	0,01	0,02	0,07	0,02	0,04	
Condutividade (dS m ⁻¹)	1	2952,00	113,60	871,18	1976,00	105,	831,18	--
	2	138,38	58,64	94,35	147,40	75,2	106,47	
Turbidez (UNT)	1	28,00	1,20	10,43	47,00	0,40	10,21	100
	2	116,00	29,20	66,58	270,00	6,20	124,35	
Nitrato (mg.L ⁻¹)	1	5,65	0,01	2,89	6,32	0,32	2,86	10,0
	2	0,70	0,25	0,44	0,63	0,07	0,18	
Colif.Termotolerantes (Nx10 ²)	1	2600	1,80	1109,4	17000,0	40,0	2910,63	1000
	2	13	5,00	8,27	9400,00	140,	5000,67	
Cloretos (mg.L ⁻¹)	1	858,20	125,40	332,47	274,08	32,1	170,34	250
	2	26,51	4,11	13,84	17,30	2,55	7,57	
Clorofila (µg.L ⁻¹)	1	17,70	3,40	10,92	115,00	0,93	0,83	30
	2	13,40	1,78	6,01	44,80	26,1	12,31	

NA¹: Número de amostras analisadas.² Valor Máximo. ³ Valor mínimo. ⁴ Média Aritmética dos valores. <L.D –Valores abaixo do Limite de Detecção do Método.

Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio

As concentrações médias para o OD na massa líquida nas áreas estudadas variaram de 2,6 a 7,0 mg.L⁻¹, no período chuvoso, e de 1,69 a 7,92 mg.L⁻¹, no período seco. Os valores abaixo de 5,0 (CONAMA 357/2005) foram percebidos nas duas estações, que pode estar sendo influenciado pela presença de matéria orgânica (esgotos) da cidade, ou também, pelas temperaturas elevadas durante o período seco que reduz o nível do volume da água do riacho, em virtude da escassez de chuva (Figura 4.2A).

Os valores encontrados nas análises de OD e DBO para as estações E1 e E2 (Figura 4.2 A e B), evidencia-se que a DBO é inversamente proporcional a OD, ou seja, quanto menos

oxigênio estiver presente no meio para estabilização da matéria orgânica, maiores serão as taxas de DBO (LATUF, 2004). Em todas as estações a DBO ficou acima do limite de 5mg.L^{-1} (CONAMA 357/2005) com valores de 36,91 (CH) e 23,30(SC) para E1 e 20,81(CH) e 21,69(SC) para E2. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (GOMES, 2007).

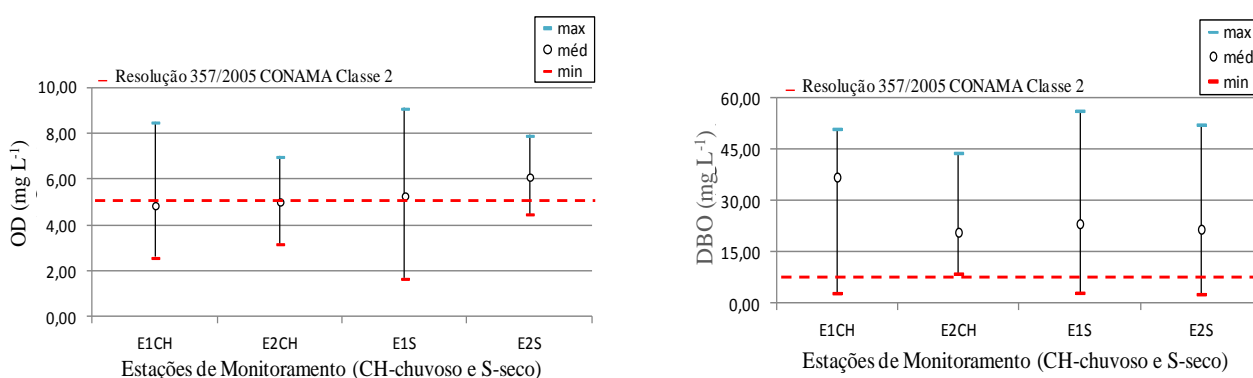


Figura 4.2. Valores máximos, médios e mínimos de OD (A) e DBO (B) do riacho da Onça e rio São Francisco em Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos

Valores elevados de turbidez reduz a fotossíntese de vegetação submersa e de algas, podendo suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas (TAVARES, 2005).

Os valores de turbidez na E2, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, excederam o limite (Figura 4.3A). O TDS é um parâmetro importante no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, e com altas concentrações podem causar alterações de sabor, problemas de corrosão e diminuição da capacidade de oxigênio dissolvido, modificando o ecossistema da água (STRASSBURGER, 2005). Na E1 os valores médios foram elevados, 495,64 (CH) e 547,79(SC), para o limite estabelecido do CONAMA 357/2005 (Figura 4.3B).

Segundo Nogueira (2012) foi observado nos afluentes do reservatório da Barra dos Coqueiros em Goiás, que os valores de TDS poderiam ter sido influenciados pela decomposição de matéria orgânica no rio, resíduos industriais ou esgoto, mas também pode ser originado do processo de intemperização e decomposição das rochas ou partículas dos solos.

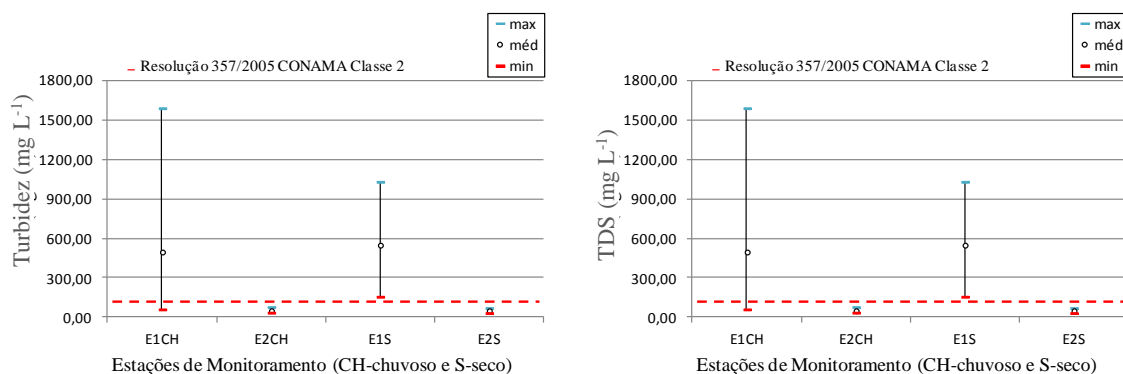


Figura 4.3. Valores máximos, médios e mínimos para Turbidez (A) e TDS (B) do riacho da Onça e rio São Francisco em Sergipe, no período chuvoso e seco, nas estações de monitoramento

Condutividade Elétrica e Cloretos

A concentração do íon cloreto (Cl^-) e a condutividade elétrica (CE) são os principais parâmetros físico-químicos utilizados na classificação de uma água para fins agrícolas, pois são capazes de influenciar, de maneira diferenciada, no crescimento de cada espécie vegetal (LIMA et al., 2014).

Altas concentrações para CE mostram características corrosivas da água (LIMA, 2008). Na E1 foram encontrados valores de 2952 dS m^{-1} para CE no mês de agosto de 2014 (Figura 4.4A). Segundo Alshammery et al., (2004) a maioria das águas utilizadas na agricultura apresentam CE inferior a 2.000 dS m^{-1} , da utilização de água para irrigação com valores maiores do que o citado, podem prejudicar o desenvolvimento de diversas culturas.

O cloreto constitui um bom indicador de contaminação para rios, que de maneira inadequada recebem esgotos domésticos. Pode-se observar que as concentrações de cloreto estão abaixo dos limites toleráveis pelo CONAMA 357/2005 na maior parte do período estudado. Porém foi observado na E1 (Figura 4.4B), uma elevação do cloreto, que pode advir da drenagem superficial no período chuvoso, podendo ser caracterizado pela ação antrópica. Palácio et al.(2007) em estudo na bacia hidrográfica do Curu, também encontrou valores elevados de cloreto em água superficial.

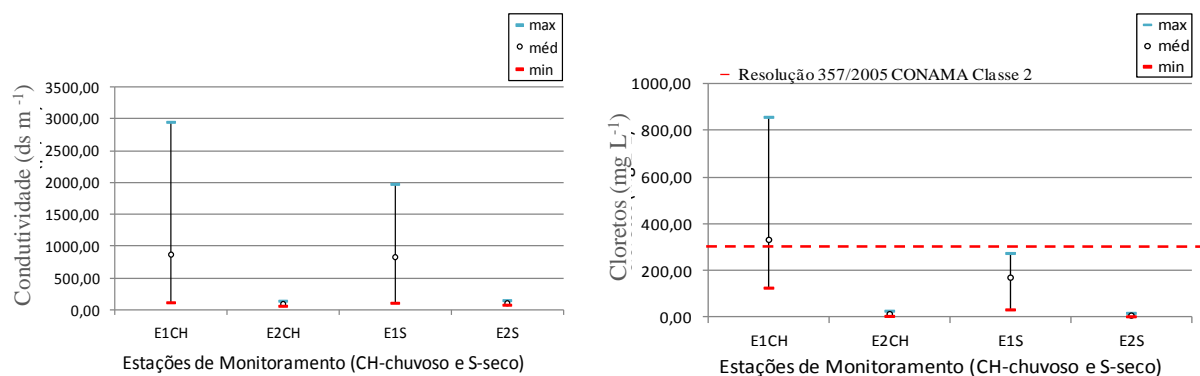


Figura 4.4. Valores máximos, médios e mínimos de CE (A) e Cl (B) do riacho da Onça e rio São Francisco em Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

Coliforme Termotolerantes e Nitrato

Os coliformes termotolerantes são indicadores da existência potencial de agentes verdadeiramente patogênicos nas águas, tais como o vírus da hepatite e bactérias patogênicas como a *Salmonellae* outros, sendo um importante parâmetro para determinação da qualidade da água de um sistema (CETESB, 2009).

Considerando o limite permissível para CONAMA 357/2005, a ocorrência de coliformes termotolerantes nos dois pontos de amostragem, principalmente no período seco, indica a uma maior concentração de poluentes em virtude da baixa vazão do rio, como também aliado a presença de efluentes domésticos e/ou agropastoris, situação que se agrava ao passar pelo perímetro urbano (Figura 4.5A).

Segundo Fritzsons et al. (2003), a presença de nitrato, cloreto e sódio pode ser indicativo de contaminação por efluentes domésticos. O nitrato é facilmente dissolvido nas águas subterrâneas e é muito móvel em fluxos subsuperficiais, difundindo-se muito rápido através do meio fraturado em subsuperfície (SCOPEL et al., 2005). Durante monitoramento os valores encontrados ficaram abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 (Figura 4.5B).

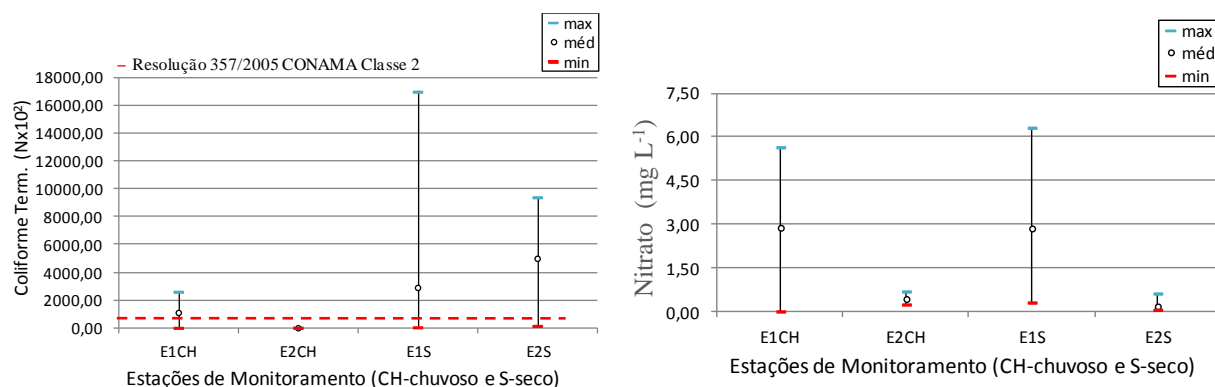


Figura 4.5. Valores máximos, médios e mínimos de CT (A) e Nitrato (B) no riacho da Onça e rio São Francisco em Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

Fósforo e Clorofila-a

O fósforo é constituinte em sólidos em suspensão e sólidos solutos, na natureza é proveniente da dissolução dos solos e decomposição de matéria orgânica, já sua ocorrência antrópica pode advir do uso de fertilizantes, despejos domésticos e industriais, detergentes e excrementos animais (PEREIRA et al., 2010).

Os valores de fósforo se apresentam na E1, acima do limite permitido pelo CONAMA 357/2005 que é de 0,025 (mg.L^{-1}), possivelmente decorrente das atividades agrícolas. O uso de fertilizantes químicos que contém em sua composição fósforo, pode ser proveniente do escoamento superficial, adsorvido nas partículas de solo, pelas águas pluviais ao leito do riacho da Onça (Figura 4.6A).

As concentrações da clorofila-a é um parâmetro muito utilizado em estudos para caracterização de corpos hídricos que indica o estado trófico dos ambientes aquáticos (CLOERN e JASSBY, 2010; GAMEIRO et al., 2011). Na E1, houve em 09/2014 a elevação da Clorofila-a, que pode ter ocorrido por diversos agentes externos, seja antropogênica ou natural, que interferem na biomassa fitoplanctônica (Figura 4.6B).

De acordo com Varela e Prego (2003), no Porto de La Coruña (Espanha) os maiores teores de clorofila-a durante o período de estiagem, foram em função de uma maior transparência da água associado ao bom suprimento de sais nutrientes, visto que no período chuvoso esta transparência reduziu em decorrência de maiores concentrações de material em suspensão.

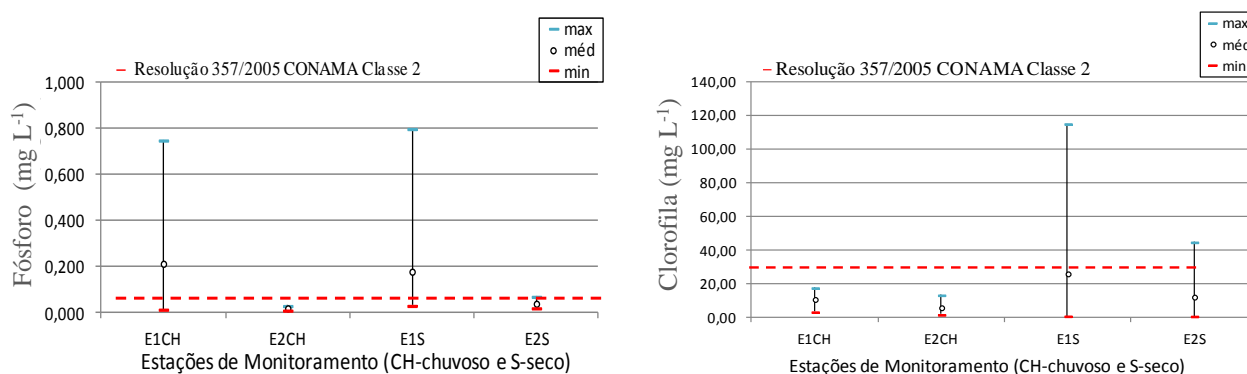


Figura 4.6. Valores máximos, médios e mínimos de P (A) e Clorofila (B) no riacho da Onça e rio São Francisco em Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

Monitoramento de Agrotóxicos

Foram identificados 10 princípios ativos comumente utilizados (Tabela 4.5) formulados isoladamente ou em misturas, compreendendo nove marcas comerciais, distribuídos ao longo de oito grupos químicos diferentes. Desde à criação do perímetro irrigado Califórnia, vem-se

realizando frequentemente práticas agrícolas entre as quais, a aplicação dos agrotóxicos, que tem como objetivo manter a produtividade e combater as pragas (PINHEIRO, 2004).

Tabela 4.5. Propriedades físico-químicas dos princípios ativos dos agrotóxicos, a 20-25 °C, usados na região do riacho da Onça.

Princípio Ativo*	Grupo Químico	Uso _a	T ^{1/2} _{Solo_b}	T ^{1/2} _{Água_c}	Koc ^d	Ws ^e	Vp ^f	KH ^g	Clas Toxic _h
1-Abamectina	Avermectina	O	28	7	5000	5	1,50E-	2,7E-03	I
2-Atrazina	Triazina	R/O	54	9,5	128	33	4,27E-	6,20E-06	III
3-Clorpirifós	Organofosforados	R/O	50	25,5	8151	1,05	4,78E-	2,40E-05	II
4-Clorantraniliprole	Antranilamid	O	210	36	328	1,02	1,5	2,00E-02	III
5- Ciproconazole	Triazol	O	142	-	364	364	-	5,00E-05	III
6-Ivermectina	Avermectina	O	36	45	14100	7,50E-	4,1E-	1,10E-11	I
7-Lambda-cialotrina	Piretroide	O	25	7	0,18	5,00E-	2,00E-	2,00E-04	III
8-Metomil	Metilcarbamato de oxima	O	30	83	72	58000	176	2,13E-06	II
9-Tetraconazole	Triazol	O	403	-	3,283	1500	-	1,80E-01	II
10-Tiametoxam	Neonecotinoide	R/O	50	180	56,2	4100	4,70E-	6,6E-06	III

Nomenclatura de acordo com as regras brasileiras*; “-” valor não encontrado na literatura ou não calculado por falta de parâmetros; a = usos na cultura da cana-de-açúcar: R - Pré-emergente; O - Pós-emergente; M - Maturador; b = meia-vida no solo, em dias; c = meia-vida na água, em dias; d = coeficiente de adsorção normalizado pela fração de carbono orgânico do solo (L kg⁻¹); e = solubilidade em água (mg L⁻¹); f = pressão de vapor, em MPa.; g = constante de Henry kH.; h = classe toxicológica (I – extremamente tóxico; II - altamente tóxico; III – medianamente tóxico; IV – pouco tóxico). Dados extraídos de: (PPDB, 2010 e Exttoxnet, 2010).

No perímetro irrigado Califórnia por conta das práticas realizadas na região, é encontrada facilmente a utilização de agrotóxicos dos grupos químicos organofosforado, avermectina, triazoletriazina, sendo todos eles registrados junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e na Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Sergipe.

Segundo Silva et al. (2007), a persistência de um determinado composto no ambiente é determinado geralmente pela meia-vida, que significa o tempo necessário para que ocorra a dissipação de pelo menos 50% da quantidade de agrotóxico aplicada inicialmente. Alguns princípios ativos (Tabela 4.6) apresentaram elevados valores de persistência no solo e água como por exemplo: tetraconazole e lambda-cialotrina. Porém durante as campanhas foi constatada a presença do ciproconazole e ivermectina no solo, como também o atrazina e clorpirifós na água.

Na Tabela 4.6 é possível observar os resultados da análise de potencial de contaminação da água subterrâneas pelos princípios ativos mais utilizados no perímetro irrigado Califórnia, conforme os critérios “screening”, sugeridos pelo EPA e pelo índice GUS. Perante o índice GUS os princípios ativos atrazina, clorantraniliprole, ciproconazole, lambda-cialotrina, metomil, tetraconazol e tiametoxam apresentaram possíveis contaminações das

águas subterrâneas. Vale salientar que ivermectina foi encontrado apenas no solo em 07/2013 e segundo o índice de GUS, este princípio ativo não sofre lixiviação. Já os demais princípios ativos quando analisados pelo EPA mostraram tendência a contaminação.

Tabela 4.6. Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas, pelo índice de GUS, e critérios da EPA

Princípio Ativo*	GUS	EPA	GOSS	
			Sedimento	Dissolvido
1-Abamectina	NL	0,435638	L	M
2-Atrazina	L	3,279058	L	M
3-Clorpirifós	NL	0,150850	L	A
4-Clorantianiliprole	L	3,446467	L	M
5- Ciproconazole	L	3,102513	L	M
6-Ivermectina	NL	-0,232230	L	M
7-Lambda-cialotrina	L	6,632845	L	M
8-Metomil	L	3,16498	L	B
9-Tetraconazole	L	9,075902	L	M
10-Tiametoxam	L	3,823131	L	M

Resultados fornecidos pelo programa AGROSCORE, GUS = Índice do potencial de lixiviação, onde L= Provável lixiviação; NL = Não lixívia; T = Faixa de transição; EPA = avaliação pelo critério da EPA (onde NA= Não avaliado por falta de informações; L = Provável lixiviação, NL = Não sofre lixiviação)A - Alto potencial de transporte; B - baixo potencial de transporte; M - médio potencial de transporte e NA - não analisado

Para o Método de Goss, o clorpirifós apresentou alto potencial de transporte de agrotóxicos associado a sedimento e o atrazina, clorpirifós, clorantianiliprole, ciproconazole, tetraconazol e tiametoxam alto potencial dissolvido em água superficial.

De acordo com o índice GUS os resultados da Figura 4.7, demonstram que dos dez princípios ativos mais utilizados e calculados pelo método GUS, sete princípios ativos apresentaram valores que indicam um provável risco de lixiviação ($GUS \geq 2,8$), sendo que o tetraconazole e lambda-cialotrina apresentaram os maiores valores para o índice GUS, de 9,07 e 6,63 respectivamente. Já os princípios ativos abamectina, clorpirifós, e ivermectina não sofreram lixiviação ($GUS \leq 1,8$) e nem mesmo percolação.

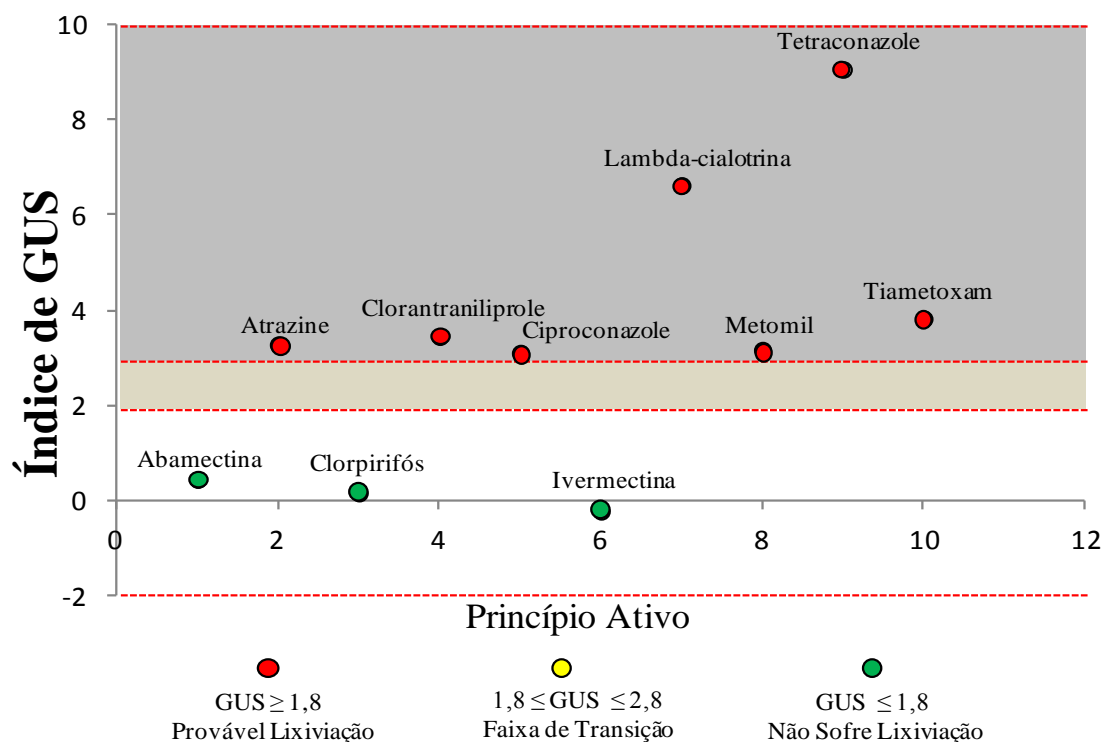


Figura 4.7. Resultados da avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas com base no índice de GUS, no riacho da onça.

Estes valores indicam uma grande possibilidade destas moléculas acabarem lixiviando e podendo assim, atingir os rios, lagos, e as águas subterrâneas da região onde foram utilizados. Resultados semelhantes foram encontrados na bacia hidrográfica do Poxim em Sergipe nas lavouras de cana-de-açúcar (BRITTO et al., 2012).

Nas coletas de água bimestrais, realizadas durante o período de março de 2013 a dezembro de 2014, foram detectados 4(quatro) princípios ativos utilizados nas práticas agrícolas da região do perímetro irrigado Califórnia, são eles: clorpirifós, atrazina, ivernectina e ciproconazole com seus respectivos nomes comerciais colosso, nortox, ivomece, alto 100. A presença destes agrotóxicos clorpirifós, atrazina no riacho da Onça foi detectada nos meses de março e dezembro de 2014.

Para o solo foi feita uma campanha em 2013 e outra em 2014. Foi encontrado o ivernectina e ciproconazole na plantação de goiaba nos meses de julho de 2013 e dezembro de 2014. Para a água, as demais amostras realizadas não foram encontradas concentração que ultrapassassem o Limite de Quantificação (LQ) $0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 4.7).

Tabela 4.7. Concentração do clorpirifós, atrazina, ivermectina e ciproconazole no período chuvoso e seco.

Data da coleta	Precipitação pluvial (mm)	Período	Riacho da Onça			
			Água		Solo	
			clorpirifós ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Atrazina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ivermectina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ciproconazole ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
14/03/2013	5	seco	<LD	<LD	--	--
27/05/2013	69,70	chuvoso	<LD	<LD	--	--
25/07/2013	135,40	chuvoso	<LD	<LD	0,03	--
23/09/2013	1,90	seco	<LD	<LD	--	--
20/11/2013	15	seco	<LD	<LD	--	--
28/01/2014	8,50	seco	<LD	<LD	--	--
17/03/2014	1,50	seco	0,04	<LD	--	--
14/05/2014	121,25	chuvoso	<LD	<LD	--	--
15/07/2014	84,25	chuvoso	<LD	<LD	--	--
20/08/2014	57,25	chuvoso	<LD	<LD	--	--
14/10/2014	58,50	seco	<LD	<LD	--	--
03/12/2014	10	seco	<LD	0,03	--	0,068

Nota: <LD - Valor abaixo do Limite de Detecção do método.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/05 que estabelece os limites máximos de contaminantes em águas, para o atrazina é de $2\mu\text{g.L}^{-1}$ os demais princípios ativos não são contemplados pela referida resolução, portanto o valor encontrado ficou abaixo do limite de tolerância.

Para a Portaria MS Nº 2914/2011 o Valor Máximo Permitido (VMP) para o clorpirifós é $30\mu\text{g.L}^{-1}$ e $2\mu\text{g.L}^{-1}$ para o atrazina, em água destinada ao consumo humano proveniente de sistema e solução alternativa de abastecimento de água. Comparando aos valores detectados no monitoramento, estes estão abaixo do VMP, para os demais não se tem limite de tolerância (BRASIL,2011).

Ainda quando comparados com a Comunidade Europeia esta admite concentração máxima de $0,1\mu\text{g.L}^{-1}$ para qualquer agrotóxico em águas destinadas para consumo humano e em $0,5\mu\text{g.L}^{-1}$ para o total de resíduos, sem deixar claro se deve, ou não, considerar também produtos de transformação (FILIZOLA et al., 2002; ARMAS et al., 2007). O clorpirifós, atrazina, ivermectina e ciproconazole apresentaram valores abaixo do limite de tolerância.

Quanto a toxicidade do atrazina, a ingestão em doses iguais ou superiores a 10 μg , pode ocorrer transtornos de memória e alteração citolítica hepática. Já ingestão do ciproconazole em ratos pode provocar sintomas de intoxicação, fraqueza, pelo áspero e retardo no ganho de peso (COUTINHO, et al. 2005).

A ivermectina é um medicamento antiparasitário com ação vermífuga usado há anos na medicina veterinária em grandes animais (cavalos e vacas). Os sintomas típicos de

intoxicação aguda são efeitos no sistema nervoso central, evidenciado principalmente nos estudos com roedores. O clorpirifós é um inseticida que em dosagens elevadas pode causar inibição das colinesterases e depressão do sistema nervoso central (MEDEIROS et al., 2004).

As principais vias de penetração dos agrotóxicos no corpo humano, em ordem crescente, são: por ingestão, pela respiração e por absorção dérmica (GARCIA, 2001). A intoxicação crônica manifesta-se através de inúmeras patologias, do tipo hepáticas, neurológicas, malformações congênitas e tumores. Por esse motivo é mais difícil de ser diagnosticada, uma vez que os pacientes apresentam sintomatologia vaga, como cefaléia difusa, mal estar geral, epigastralgia, inapetência, e que muitas vezes o diagnóstico ocorre depois de diversas consultas, e então o estado clínico se torna irreversível (FARIA, 2004).

4.6. CONCLUSÕES

No rio São Francisco (E2) observou-se que a turbidez, clorofila-a, OD, DBO e coliformes termotolerantes, no período seco apresentou valores acima do limite estabelecido pelo CONAMA/2005, classe 2, enquanto no riacho da Onça (E12) a DBO, OD, nitrato, TDS, condutividade elétrica cloretos, fósforo, clorofila-a e coliformes termotolerantes apresentaram valores bastante elevados, no período seco e chuvoso, que caracterizam uma tendência de eutrofização do ambiente aquático.

Pelo método GUS, o tetraconazole e lambda-cialotrina apresentaram os maiores valores para lixiviação em águas subterrâneas, enquanto para o método de Goss, o clorpirifós apresentou alto potencial de transporte de agrotóxicos associado a sedimento e o atrazina, clorpirifós, clorantianiliprole, ciproconazole, tetraconazol e tiametoxamalto potencial dissolvido em água superficial.

As concentrações de atrazina, clorpirifós, ivermectina e ciproconazole encontrados no perímetro irrigado Califórnia apresentaram valores abaixo, quando comparados com os padrões de ingestão diária aceitável (IDA) da Anvisa, EPA e Comunidade Europeia. O potencial de contaminação destes agrotóxicos, sem um monitoramento contínuo, pode prejudicar a cadeia produtiva da região ou uma contaminação ambiental e dos alimentos, tornando esta problemática, uma questão ainda mais grave de saúde pública.

Apenas o atrazina está estabelecido no CONAMA 357/2005 dos princípios ativos detectados durante o monitoramento. A atualização destes parâmetros, dos agrotóxicos liberados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento - MAPA, no Brasil,

nos conduz a ter informações sobre os limites de tolerâncias máximos, permitidos no meio ambiente, nos alimentos e nos trabalhadores rurais quanto a contaminação e prejuízo a saúde.

Com a presença de agrotóxico no riacho da Onça comprovada, os meios de produção do perímetro irrigado Califórnia e a pressão antrópica da cidade de Canindé do São Francisco-Se, podem estar contribuindo na qualidade da água e na sustentabilidade ambiental desta região.

4.7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao projeto Águas do São Francisco, patrocinado pela PETROBRAS por meio do programa PETROBRAS socioambiental.

4.8. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Denver: APHA, 2005.

ALSHAMMARY, S.F.; QIAN, Y.L.; WALLNER, S.J. Growth response of four turfgrass species to salinity. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.6, n.1, p.97-111, 2004.

ARMAS, E. D.; MONTEIRO, R. T. R.; ANTUNES, P. M.; SANTOS, M. A. P. F.; CAMARGO, P. B.; ABAKERLI, R. B. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1119-1127, 2007.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Brasil, Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso 10 jan.2015.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2011. Disponível em: Acesso em: 21 de fevereiro de 2015.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P. S.; JÚNIOR, A. V. M.; NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**., v. 43, n. 2, p. 390-398, abr-jun, 2012.

CAVALCANTI, E. P.; SILVA, V. de P. R.; SOUSA, F. de A. S. Programa computacional para a estimativa da temperatura do ar para a Região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 140-147, 2006.

CETESB.SÃO PAULO Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, **Relatórios CETESB** Apêndice A, São Paulo, 2009. pp.37-42.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R.D.; KLEIN, A.W.; EADSPORTH, C.V.; GRANCY, R. **Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff**. Pure and Applied Chemistry, v.67, p.2109- 2148, 1995.

CLOERN, J. E.; JASSBY, A. D. Patterns and Scales of Phytoplankton Variability in Estuarine–Coastal Ecosystems. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 230–241, 2010. DOI 10.1007/s12237-009-9195-3

COUTINHO, C.F.B; TANIMOTO, S.T; GALLI, A; et al. Pesticidas: Mecanismo de ação, degradação e toxidez. Pesticidas: **r.ecotoxicol. e meio ambiente**. Vol. 15, (2005), pp. 65-72.

EXTENSION TOXICOLOGY NETWORK (EXTOXNET). **Pesticides active ingredient profiles**. 2010. Disponível em: <[http:// pmep.cce.cornell.edu/profiles/ extoxnet](http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet)> . Acesso em: 7janeiro. 2015.

FARIA, N. M. X., FACCHINI, L.A., FASSA, A.C.G., TOMASI, E., **Rural work and pesticides poisoning**. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 20, n. 5, p. 1298 – 1306, set./out.. 2004.

FILIZOLA, H. F., FERRACINI, V.L., AGUIAR SANS, L.M., GOMES, M.A.F., FERREIRA, C.J.A., **Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 37, n. 05, p. 659-667, 2002.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E. RIZZI, N. E. **As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 4, p. 239 - 248, 2003

GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. **Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system**. Hydrobiologia, v. 669, p. 249–263, 2011.

GARCIA, E. G. **Segurança e saúde no trabalho rural: a questão dos pesticidas**. 1. ed. São Paulo: Ed. Fundacentro, 2001.

GOMES, N. S; SILVA, G.A, PESSOA, A.R.N, **Estudo de Parâmetros Químicos nas Águas do Rio Imbassaí no Trecho do Município de Dias D’ávila – Ba, Candombá** Revista Virtual, v. 3, n. 1, p. 1–14, jan – jun 2007

GOMES, C.S.G, AGUIAR NETTO, A.O, BARROS, A. C., LINS, C.C.V., CUNHA, L.O., Perfil da produção agrícola no perímetro irrigado Califórnia-Se. **Revista Verde** (Mossoró – RN – Brasil) v.4, n.1, p. 33 - 40 janeiro/março de 2009.

GOSS, D. W. **Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts**. Weed Technology, v. 06, n. 03, p. 701-708, 1992.

GUSTAFSON, D. I. **Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability**. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 08, n. 04, p. 339-357, 1989.

LATUF, M. O. Diagnóstico das Águas Superficiais do Córrego São Pedro, Juiz de Fora-MG. **Revista Geografia (Londrina)**, Vol. 13. Nº 1 – Jan-Jun. 2004.

LIMA, J. O. G.; FRANÇA, A. M. M.; LOIOLA, H. G. **Implicações Hidroquímicas da Condutividade Elétrica e do Íon Cloreto na Qualidade das Águas Subterrâneas do Semiárido Cearense** José O. G. de Lima,* Antonia Mayza M. França, Helena G. Loiola *Rev. Virtual Quim.* Vol6 No. 2 279-292, 2014.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. 2. ed. Piracicaba: USP/ESALQ, 2008. 245 p.

MACÊDO, J.A.B. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ/MG, 601p,2003.

MEDEIROS, J. P.; SILVA, V. C. L.; MENDONÇA, F. S.; EVÊNCIO-NETO, J.; BARATELLA-EVÊNCIO, L.; SIMÕES, M. J. **Estudo da toxicidade neonatal da ivermectina em ratos da linhagem Wistar (Rattus norvegicus albinus)**. *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 71, p. 451-453, 2004.

MILHOME, M. A. L. et al. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 03 p. 363-372, 2009

NOGUEIRA, P. F., CABRAL, J. B. P., OLIVEIRA, S. F., **Análise da Concentração dos Sólidos em Suspensão, Turbidez e TDS nos Principais Afluentes**, *Revista Geonorte*, Edição Especial, V.3, N.4, p. 485-494, 2012.

PALÁCIO, H. A. Q., ANDRADE, E. M., LOPES, F. B., BARROS ALEXANDRE, D. M., ARRAES, F. D. D.; Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará, **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.9, p.2494-2500, dez, 2009.

PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BEUTLER, S. J.; TORRES, J. L. R. **Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.45, n.5, p.508-514, maio. 2010.

PINHEIRO, A. S.; **Utilização De Pesticidas No Perímetro Irrigado Califórnia e suas Influências na Saúde do Trabalhador Rural**, Dissertação aprovada no Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente junto ao Núcleo de Estudos do Semi-árido (NESA) da Universidade Federal de Sergipe (UFS), 2004.

SCOPEL, R.M.; TEIXEIRA' E.C.; BINOTTO, R.B. **Caracterização hidrogeoquímica de água subterrânea em área de influência de futuras instalações de usinas hidrelétricas - bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas/RS**, Brasil. *Quím. Nova*, 28 (3): 383- 392, 2005.

SERGIPE. Superintendência de Recursos Hídricos. **Atlas Digital sobre os Recursos Hídricos de Sergipe**. ARACAJU: SEPLANTEC-SRH, CD-ROM.2012.

SILVA, A. A. et al. **Herbicidas: comportamento no solo**. In: SILVA, A. A.; SILVA, J. F. (ed.). *Tópicos em manejo de plantas daninhas*. Viçosa: UFV, 2007. cap.5, p. 189-248

SPERLING, M. VON. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452p.

STRASSBURGER, L. **Uso da terra nas Bacias Hidrográficas do rio do Peixe (SC) e do rio Pelotas (RS/SC) e sua influência limnologia do reservatório da UHE-ITÁ (RS/SC)**. 2005. 125 f. Dissertação (Mestrado em Geografia e Geociências/Análise Ambiental e Dinâmica Espacial)–Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

TAVARES, A.R.; **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. Dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, São José dos Campos, São Paulo. 2005. 176pp.

VARELA, M., PREGO, R. Hydrography and phytoplankton in an isolated and non-pristine ria area: the A Coruña Harbour (NW Spain). *Acta Oecologica*. v. 24, 113–124. 2003.

VASCO, A. N. BRITTO, F. B., PEREIRA, A. P. S., MELLO JUNIOR, A. V., GARCIA, C. A. B. G., NOGUEIRA, L. C.; Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, 6(1), p. 118-130, 2011.

VASCONCELOS, V. de M. M.; SOUZA, C. F. **Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil**. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011.

CAPÍTULO 5

INDICADORES AMBIENTAIS DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ÁREAS IRRIGADAS NO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO

5.1. RESUMO

A problemática dos recursos hídricos do Baixo São Francisco é uma questão crucial para manutenção do desenvolvimento e sustentabilidade ambiental nesta região. A ação antrópica na região, está como umas das principais causas da degradação do meio ambiente, de forma que, poderá não haver disponibilidade de água para o abastecimento humano, animal e a irrigação. Para conhecer os impactos da agricultura irrigada na qualidade da água, foi realizado um monitoramento físico-químico da água no rio São Francisco, riacho da Onça, rio Betume e drenagem dos perímetros irrigados Califórnia e Betume, no período de 03/2013 a 12/2014, respectivamente em Canindé do São Francisco (semiárido) e Neópolis (semiúmido) no Estado de Sergipe. Foram monitorados 22 parâmetros físico-químicos, e analisados utilizando o programa computacional SPSS 13.0 com objetivo de identificar as inter-relações entre um grande número de variáveis e explicar em termos de suas dimensões que influências pode haver nas variações quantitativas de seus parâmetros. As variáveis que apresentaram maiores coeficientes de correlação entre si foram pH, condutividade elétrica, fósforo total, sólidos totais dissolvidos, DQO, sólidos em suspensão total, cloreto, sulfato, dureza total e salinidade. A aplicação da Análise Fatorial demonstrou que as variáveis da qualidade da água estão relacionadas principalmente com o conteúdo mineral, nutricional, matéria orgânica e grau de poluição. Ainda assim, com intuito de facilitar a interpretação destes parâmetros e suas influências ambientais na qualidade da água, foi utilizado a representação gráfica do tipo box plot. Dentre as regiões estudadas, o perímetro irrigado Califórnia apresentou uma maior influência na eutrofização do riacho da Onça, principalmente quando observa-se os elevados valores de salinidade, OD, fósforo, nitrogênio e DBO, e assim compromete a sustentabilidade deste manancial. O uso de modelos estatísticos para analisar os resultados dos parâmetros físico-químicos, pode evidenciar na comunidade os diversos problemas existentes nos perímetros irrigados no Baixo São Francisco quanto ao manejo e qualidade da água dos mananciais.

Palavras-Chaves: Monitoramento ambiental, qualidade da água, recursos hídricos.

5.2. ABSTRAT

The problem of hydric resources of Baixo São Francisco is a crucial question to maintain the development and environmental sustainability in this region. The Public Policies are not properly implemented either by the governors or the people of that area, and for this reason, there are no assurances of availability of water to human and animal supply as well as irrigation. In order to know the impacts of irrigated agriculture to water quality, it was performed the physical-chemical monitoring of São Francisco River, Onça Creek, Betume River and drainage of Califórnia and Betume irrigated perimeters, from March 2013 to December 2014, respectively in Canindé do São Francisco (semiarid) and Neópolis (tropical savanna climate) in Sergipe. Twenty-two physical-chemical parameters were monitored and analysed by using SPSS 13.0 software (Statistical Package for the Social Sciences) aiming at identifying the inter-relations between a great number of variables and explaining the terms of its dimensions which influences may exist in quantitative variations of its parameters. The variables which presented higher coefficients of correlation among them were pH, electrical conductivity, full phosphorus, solids dissolved, DQO, solids in full suspension, chloride, sulphate, full hardness and salinity. The application of Factor Analysis showed that the variables of water quality are mainly related to the mineral, nutritional, organic matter and degree of pollution content. Yet, with the intent to facilitate the interpretation of these parameters and its environmental influences of water quality, it was used the box plot type of graphic representation. Among the studied areas, the irrigated perimeter Califórnia showed a higher influence of Onça Creek, especially when it is observed the high rates of salinity OD, phosphorus, nitrogen and DBO, thus, compromising the sustainability of this water source. It is noteworthy that this monitoring highlights the life condition of most of these agriculturist in the irrigated perimeters, who do not have potable water or sanitary sewage, and use water pumped from São Francisco River to irrigate as well as in their houses without proper treatment. Due to the lack of technical assistance from the public agencies and the mayors' staff, Baixo São Francisco's people can be affected by its environmental sustainability, harming those people who depend on its use to their social economic subsistence.

Keywords: Irrigated perimeter, water quality and factor analysis.

5.3. INTRODUÇÃO

No processo de gestão das bacias hidrográficas, o uso de indicadores ambientais é uma ferramenta de estudo, que utiliza como medida de controle, o monitoramento dos recursos hídricos. Sendo assim, é possível identificar a qualidade da água dos mananciais por meio das características físicas, químicas ou biológicas, como também os efeitos da perda da vegetação ciliar e o desmatamento, que favorecem a erosão e o assoreamento, de modo que, possam auxiliar o planejamento de ações preventivas de curto e longo prazos, e assim poder garantir a manutenção do ecossistema.

Ao longo do processo histórico de ocupação humana na região do baixo rio São Francisco sergipano, as atividades antrópicas promoveram mudanças significativas na dinâmica do rio. A vegetação ciliar foi o recurso natural mais afetado promovendo um acelerado processo de erosão nas margens do rio, tendo como consequência imediata o assoreamento em seu leito, perda de recursos da fauna e flora, redução dos pescados que mantinham a sustentabilidade dos ribeirinhos e redução das terras férteis e produtivas, gerando um quadro de empobrecimento das comunidades que residem às margens do rio (FERREIRA, 2011).

Diante disso, a gestão bem sucedida dos recursos hídricos disponíveis numa bacia hidrográfica requer informações confiáveis sobre sua quantidade e a qualidade. No entanto, os grandes números de parâmetros analisados podem frequentemente ocultar a interpretação dos dados. O uso de técnicas de análise multivariadas empregando análise fatorial têm sido amplamente utilizadas na avaliação da qualidade da água (GIRÃO et al., 2007; KUMARESAN e RIYAZUDDIN 2008; SOJKA et al., 2008; SCHAGERL et al., 2010; SONG et al., 2011).

De acordo com Aguiar Netto et al. (2010), a bacia hidrográfica do rio São Francisco tem uma área de 7.289,86km² no estado de Sergipe, tendo na sua margem direita, inúmeros afluentes intermitentes. Dentre eles destacam-se do Sertão para o Litoral, os rios Curituba, Jacaré, Capivara, Gararu, Salgado, Riacho da Onça, Jacaré (Propriá) e Betume.

Nos Perímetros irrigados do estado de Sergipe, a água tem sido aplicada quase sempre em déficit ou excesso, sem que sejam considerados aspectos relativos ao clima, às características físico-hídricas do solo e à fenologia da cultura, resultando em perdas imensuráveis de produção, água e energia bem como na contaminação dos lençóis freáticos (FACCIOLI, 2011).

Além disso, a distribuição de água em áreas irrigadas influencia diretamente o manejo, a qualidade, a eficiência e o custo da irrigação, assim como o desempenho da cultura no campo. O excesso de água no solo pode provocar a lixiviação de nutrientes, a redução na concentração de oxigênio disponível para as raízes e assim aumentar a incidência de pragas e doenças que contribui e estimula o uso de agrotóxico nas regiões dos perímetros irrigados (BARROS et al., 2008).

As péssimas condições físicas e econômicas dos perímetros irrigados em Sergipe, associada à utilização de métodos de irrigação inadequados, têm levado a sérios desafios à gestão adequada desse projeto de irrigação (HOLANDA, 2008). Outro fator, é a falta do manejo dos recursos hídricos adequados sem monitoramento da qualidade da água, que pode estar contribuindo para o agravamento das condições ambientais destas regiões. Desta forma este estudo tem como objetivo fazer o monitoramento e análise dos parâmetros físico-químicos utilizando modelos estatísticos e avaliar os impactos do perímetro irrigado no rio Baixo São Francisco.

5.4. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A região do Baixo São Francisco ocupa uma área de 32.013 km², o rio apresenta uma extensão de 247 km e abrange área de quatro estados: Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas, correspondendo à menor porção dentre as quatro subdivisões fisiográficas (MARTINS et al., 2011). Está situado no trecho entre a cidade de Paulo Afonso, Estado da Bahia e a sua foz, perfazendo um total de 210km no sentido oeste-leste. Para efeito do presente estudo, aborda-se os perímetros irrigados Betume e Califórnia (Figura 5.1).

Foram realizadas 22 campanhas, mensalmente, durante 03/2013 a 12/2014, com monitoramento do riacho das Onça, rio Betume e drenagem do Betume, que são afluentes do Baixo São Francisco, no estado de Sergipe.

O riacho da Onça, que está situado no extremo noroeste sergipano, no município de Canindé de São Francisco, possui uma área de drenagem de aproximadamente 108,6 km², recebendo água do perímetro irrigado Califórnia. O início das atividades do perímetro ocorreu no ano de 1987 e compondo uma área de 3.980 ha, com 333 lotes, incluindo os trabalhadores rurais que utilizam o sistema de irrigação artificial (bomba d'água), e os demais pelo sistema natural, que depende da chuva (SERGIPE, 2004). O monitoramento ocorreu nas coordenadas geográficas 24L 632344; 8930745.

Quanto ao perímetro irrigado Betume, tem uma área total de 6.698 ha, com uma concentração de 764 produtores e situado à jusante de Neópolis abrange parte dos municípios de Ilha das Flores, Pacatuba e Neópolis. O monitoramento foi realizado nas coordenadas geográficas 24L 763227; 8848837 nas margens deste rio.

No perímetro irrigado Betume, possui 4 estações de bombeamento (EBs 01, 07, 08, 09), que recircula a água da rizicultura para o rio Betume ou rio São Francisco, por um canal de drenagem (que neste trabalho foi nomeado "Drenagem do Betume"). O ponto de monitoramento neste local, foi nas coordenadas geográficas 24L 766368; 8847251.

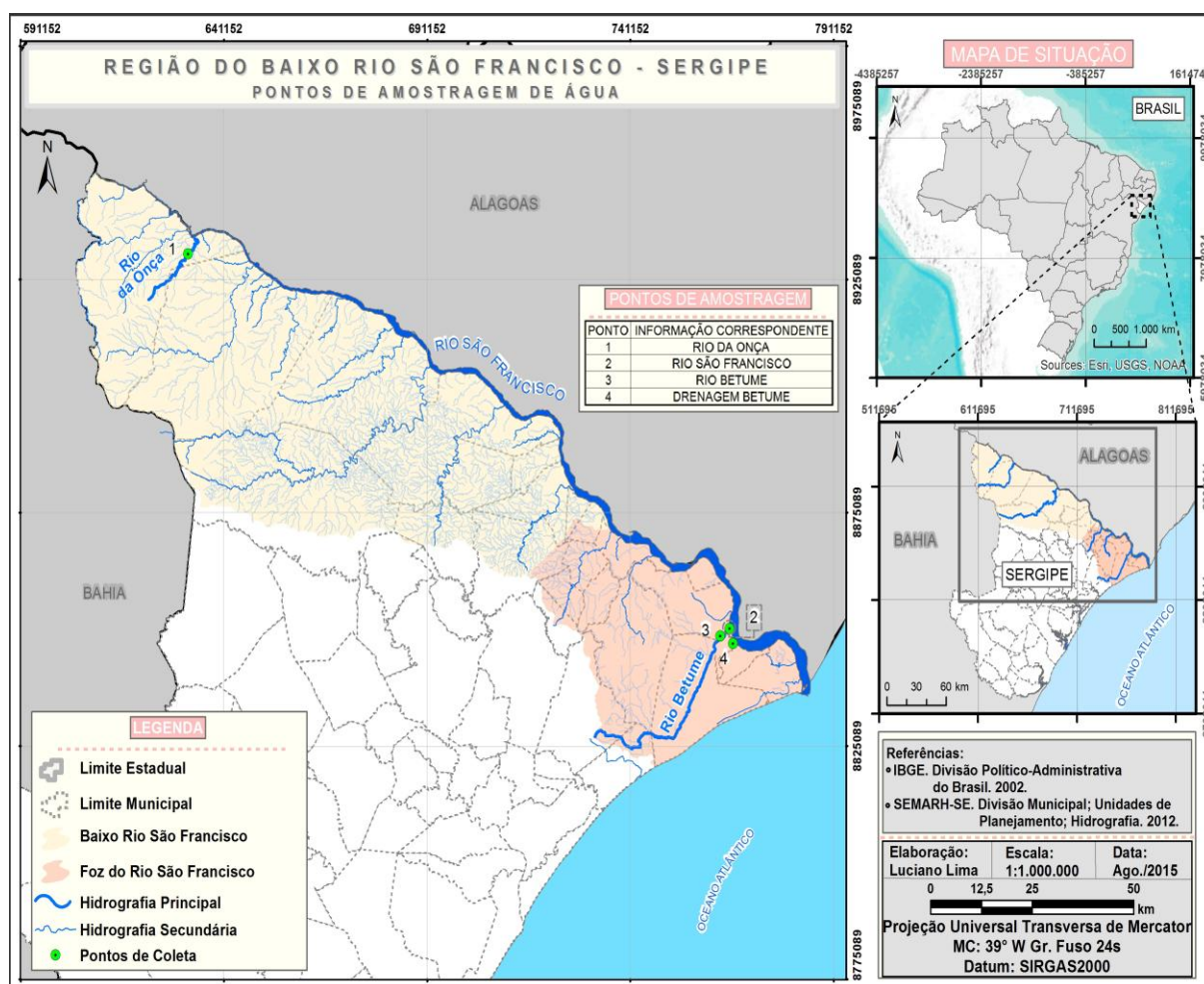


Figura 5.1. Localização do riacho da Onça em Canindé de São Francisco e do rio Betume em Ilha das Flores, Pacatuba e Neópolis, Sergipe.

Com o objetivo de conhecer os impactos antrópicos na qualidade da água no baixo rio São Francisco foram monitorados os parâmetro físico-químico da água: pH, OD, DBO, DQO, turbidez, TDS, fósforo total, nitrato, N-amoniaco, cor aparente, sólidos em suspensão totais, dureza total, fluoreto total, sulfatos, ferro total, manganês total, sódio, coliformes termotolerantes, temperatura, salinidade, cloreto e condutividade elétrica (Tabela 5.1).

Tabela 5.1. Resumo da metodologia analítica adotada (APHA, 2005).

Parâmetros	Metodologia	LQ	Unidade
pH	SMEWW, 2012, 4500 H+ B	–	–
OD	SMEWW, 2012, 4500-O C	–	mg.O ₂ .L ⁻¹
DBO	SMEWW, 2012, 5210-D	–	mg.O ₂ .L ⁻¹
DQO	SMEWW, 2012, 5220 D/Nova 60 Merck	–	mg.O ₂ .L ⁻¹
Turbidez	SMEWW, 2012, 2130 B	–	U.T
TDS	SMEWW, 2012, 2510 A	–	mg.L ⁻¹
Fósforo total	SMEWW, 4500-P E	0,01	mg.P.L ⁻¹
Nitrato	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,011	mg.N-NO ₃ .L ⁻¹
N-amoniaco	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,039	mg.NH ₃ .L ⁻¹
Cor aparente	SMEWW, 2012, 2120 C	0,2	uH
Sólidos em suspensão Totais	SMEWW, 2012, 2540 D	–	mg.L ⁻¹
Dureza total	SMEWW, 2012, 2340 B (Cálculo)	–	mg.CaCO ₃ .L ⁻¹
Fluoreto total	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,050	mg F.L ⁻¹
Sulfatos	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,050	mg.SO ₄ .L ⁻¹
Ferro total	AAS	0,023	mg.Fe.L ⁻¹
Manganês total	AAS	0,02	mg.Mn ²⁺ .L ⁻¹
Sódio	AAS	0,044	mg.Na ⁺ .L
Colif. termotóxicas	SMEWW9221B	–	NMP.100mL ⁻¹
Temperatura	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	-	°C
Salinidade	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	-	PSU
Cloreto	SMEWW, 4500-CL B	2,42	mg.Cl ⁻ .L ⁻¹
Condutividade	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	–	µS.cm ⁻¹

Fonte: Laboratório ITPS e LQA. Sonda Multiparâmetros.

Os parâmetros foram correlacionados por meio do software SPSS 13.0 (Statistical Package for the Social Sciences) utilizando os dados físico-químicos do riacho da Onça, rio Betume, rio São Francisco e a drenagem do perímetro irrigado Betume, com o objetivo de identificar as interrelações entre um grande número de variáveis e explicar em termos de suas dimensões que influências pode haver nas variações quantitativas de seus parâmetros.

Diante disso, será necessário determinar o grau de dispersão entre as variáveis (parâmetros). Para isto, os dados foram compilados conforme o grau de dispersão (Tabela 5.2), de forma que, as variáveis com melhor correlação, poderão apresentar resultados mais próximos da realidade ambiental da região de estudo.

Tabela 5.2 Critério de avaliação do grau de dispersão

Valor do Coeficiente de Variação (CV)	Grau de Dispersão
< 0,50	Baixo
0,50 a 1,00	Médio
1,00 a 1,20	Alto
> 1,20	Elevado

Fonte: Adaptado de França (2009)

A Análise Multivariada consiste num conjunto de métodos estatísticos que utiliza, simultaneamente, todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos (COSTELLO e OSBORNE, 2005). A análise de dados multivariados conta com diversas técnicas, dentre elas, pode-se citar a (a) análise fatorial, (b) a regressão múltipla e correlação múltipla, (c) a análise discriminante múltipla, (d) a análise multivariada de variância e covariância, (e) a análise conjunta, (f) a correlação canônica, (g) a análise de agrupamentos e (h) escalonamento.

A utilização de análise multivariada, por meio de análise fatorial vem sendo amplamente utilizada para entender o melhor comportamento das variáveis de qualidade da água (YEUNG 1999; GIRÃO et al., 2007; KUMARESAN e RIYAZUDDIN 2008; SOJKA et al., 2008; SCHAGERL et al., 2010; SONG et al., 2011).

A análise fatorial inclui a análise de componentes principais e análise dos fatores comuns. É aplicada quando há um número grande de variáveis e correlacionadas entre si, com o objetivo de identificar um número menor de novas variáveis alternativas, não correlacionadas e que, de algum modo, sumerizem as informações principais das variáveis originais encontrando os fatores ou variáveis latentes (MINGOTI, 2005).

A garantia e a confiabilidade dos resultados obtidos neste trabalho ocorreram por meio do uso das técnicas multivariadas de modo consistente com alguns pré-requisitos. O número de variáveis (p) ser inferior ao número de observações (n). Ouyang (2005) afirmou em seu trabalho que se $p > n$, as soluções poderiam se tornar instáveis quando estimadas as matrizes de covariância e correlação na análise de componentes principais ou na análise fatorial.

A matriz de correlação de Pearson é o primeiro passo para a aplicação da análise de componentes principais/análise de fator comum, ou seja, a transformação da matriz de dados em uma matriz de correlação, a qual permitirá a seleção das variáveis mais significativas, ou seja, aquelas que apresentarem coeficientes de correlação maiores que 0,5 (WANG et al., 2011).

Em seguida, torna-se necessário certificar-se que os dados são consistentes com a estrutura da análise fatorial para isso utiliza-se o teste de esfericidade de Bartlett e a medida de adequacidade da amostra de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) que são testes empregados para verificar a validade do emprego da Análise Fatorial.

Em seguida, foi utilizado a representação gráfica do tipo box plot, das concentrações dos parâmetros de qualidade da água. Esta metodologia possibilita a visualização das grandezas estatísticas como média, mediana, máximo, mínimo, 1º quartil, 3º quartil e os valores extremos. O 1º quartil (inferior) representa um percentil de 25% e o 3º quartil

(superior) que representa um percentil de 75% dos dados observados. Além disso, possibilita visualizar as variâncias destes parâmetros e suas influências ambientais. Os pontos extremos podem indicar erros de amostragem, de medida e, mesmo, de transcrição dos dados, ou seja, um comportamento fora do habitual, ainda assim, esta representação gráfica está sendo utilizadas por diverso autores (RAMOS JUNIOR et al., 2012; THEBALDI et al., 2011; RODRIGUES et al., 2014).

5.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As campanhas de monitoramento foram feitas em 3 mananciais em diferentes regiões tornando complexo a interrelação dos parâmetros físico-químicos no Baixo São Francisco. Com os dados das campanhas, foi feito uma análise do grau de dispersão entre as variáveis (parâmetros), comparando-as entre si e determinando valores possíveis de serem analisados em virtude das diferentes características de solo e sazonais das regiões (Tabela 5.3). Esta comparação foi feita por França (2009), utilizando a relação de desvio padrão dividido pela média e assim comparar a variação de conjuntos de observações e classificar o grau de dispersão das variáveis.

Tabela 5.3. Estatística descritiva das 22 variáveis (Parâmetros)

Parâmetros	Min.	Máx.	Média	Desvio Padrão	Coef. de Variação
Manganês Total	27,0	0,01	0,88	4,62	5,26
Fluoreto Total	65,10	0,03	2,16	10,13	4,68
Coliformes Termotolerantes	17x10 ⁴	1,80	14.374	36.713	2,55
Ferro Total	4,54	0,00	0,93	1,40	1,50
Sódio	300,87	1,56	46,51	65,43	1,40
Nitrogênio - Nitrato	0,28	0,09	0,80	1,12	1,39
Cor Aparente	433,0	0,20	72,44	99,86	1,37
Sulfatos (SULF)	115,0	0,05	27,43	32,87	1,19
Cloretos (CL)	300,50	2,55	75,46	90,31	1,19
Turbidez (TURB)	146,0	1,20	31,39	37,25	1,18
Fósforo Total (P _{total})	0,45	0,01	0,08	0,10	1,18
Salinidade (SAL)	0,88	0,04	0,19	0,23	1,16
Condutividade (CE)	1752	58,64	297,95	336,55	1,13
Sólidos Totais Dissolvido (TDS)	931,0	25,04	195,34	215,32	1,10
Nitrogênio - Amoniacal (NH ₃)	1,12	0,05	0,19	0,19	1,028
Sólidos em Suspensão Totais (SST)	121,0	1,00	35,56	35,12	0,98
Dureza Total (DT)	188,0	0,09	48,01	47,08	0,98
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	112,57	1,36	27,69	23,25	0,84
Demanda Química de Oxigênio(DQO)	261,08	4,30	75,17	56,86	0,76
Oxigênio Dissolvido (OD)	9,10	0,07	4,33	2,02	0,47
Potencial Hidrogeniônico (pH)	5,40	9,08	7,21	0,83	0,11
Temperatura (TEMP)	31,0	23,30	27,41	1,55	0,05

Os dados da Tabela acima foram comparados com a Tabela 5.2, para classificação do grau de dispersão. Sendo assim os valores acima de 1,2, apresentaram alto grau de dispersão, isto pode ser explicado em razão destes parâmetros não serem estáveis, ou seja, a alta dispersão dos valores durante a análise dos resultados no monitoramento dos rios pode dificultar a interpretação dos dados estatisticamente.

Na Tabela 5.4 foi gerada a matriz de correlação composta das variáveis estudadas para a bacia hidrográfica do rio São Francisco. A análise de componentes principais resultou na redução de 1 das 15 variáveis analisadas. A variável Nitrogênio-amoniaco (NH₃), não se mostrou significativa na explicação da variância total, e nem obteve correlação com as outras variáveis, podendo ser desconsiderada neste estudo estatístico. Neste tipo de análise é interessante diminuir o espaço amostral uma vez que, reduzindo o número de variáveis de qualidade de água, reduz-se também o número de análises laboratoriais, economizando tempo e recurso financeiro (ZENG et al., 2005).

Tabela 5.4. Matriz de correlação das variáveis originais de qualidade da água no rio São Francisco, o riacho da Onça, o rio Betume e a Drenagem do Betume

	pH	CE	OD	P _{total}	TDS	DQO	DBO	SST	TUR	CL	DT	SUL	TEM	SAL
pH	1,00													
CE	0,48	1,00												
OD	0,66	0,27	1,00											
P _{total}	0,51	0,80	0,20	1,00										
TDS	0,66	0,79	0,22	0,75	1,00									
DQO	-0,06	-0,03	0,06	-0,15	-0,01	1,00								
DBO	0,03	-0,14	0,05	-0,14	-0,02	0,54	1,00							
SST	-0,47	0,00	-0,42	0,08	-0,15	0,08	-0,06	1,00						
TUR	-0,35	0,09	-0,36	0,00	-0,05	0,17	-0,02	0,65	1,00					
CL	0,59	0,66	0,26	0,63	0,82	0,10	-0,10	-0,15	-0,06	1,00				
DT	0,69	0,76	0,28	0,76	0,85	-0,12	-0,06	-0,18	-0,12	0,78	1,00			
SUL	0,70	0,68	0,31	0,74	0,85	-0,09	-0,02	-0,19	-0,13	0,83	0,90	1,00		
TEM	-0,35	-0,09	-0,42	-0,05	-0,03	0,10	0,17	0,52	0,40	-0,14	-0,20	-0,16	1,00	
SAL	0,49	0,87	0,23	0,81	0,78	-0,14	-0,21	-0,02	0,02	0,73	0,79	0,71	-0,23	1,00

As variáveis que apresentaram maiores coeficientes de correlação entre si foram pH, condutividade elétrica, fósforo total, sólidos totais dissolvidos, DQO, sólidos em suspensão total, cloreto, sulfato, dureza total e salinidade. Pode-se observar, também, que a relação entre sulfato e dureza total foi 0,9 apresentando correlação muito forte e positiva. Sabe-se que a presença de sulfato na água doce, em sistemas públicos de abastecimento, em concentrações elevadas, atua como laxante e associado a íons de cálcio e magnésio promove dureza permanente na água podendo ser um indicativo de poluição em fase de decomposição de matéria orgânica (RICHTER, 2009).

Dando continuidade, tem-se o critério de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), em que o valor encontrado foi igual a 0,804, sendo está acima de 0,5, e é considerado mais adequados para aplicação da análise fatorial, portanto foram definidas 14 variáveis conforme a Tabela 5.5.

Para uma melhor interpretação destes dados foi aplicada a rotação ortogonal dos fatores pelo método Varimax (Tabela 5.5). Esse processo maximiza a variância entre os fatores alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto, como também minimiza a ocorrência de uma variável possuir altas cargas fatoriais para diferentes fatores, permitindo que uma variável seja facilmente identificada com um único fator (ANDRADE et al., 2007; CORRAR et al., 2007).

Tabela 5.5. Matriz das cargas de fatores comuns rotacionada pelo método Varimax

Variáveis	Componente		
	1	2	3
TDS	0,927	-0,081	,060
DT	0,914	-0,188	-0,044
SUL	0,894	-0,205	0,023
SAL	0,892	-0,023	-0,195
CE	0,887	0,037	-0,069
Ptotal	0,874	0,051	-0,150
CL	0,857	-0,129	0,083
pH	0,545	-0,597	0,095
OD	0,263	-0,674	0,156
TURB	0,055	0,795	0,077
SST	-0,010	0,865	-0,033
TEMP	-0,065	0,705	0,210
DQO	-0,027	0,108	0,858
DBO	-0,085	-0,036	0,863
Autovalor	6,401	2,494	1,627
% variância explicada	45,723	17,817	11,625
% variância acumulada	45,723	63,540	75,164

Para sintetizar as informações obtidas para a matriz de componente rotativa 1, 2 e 3 (CP1, CP2 e CP3), utilizou-se a representação gráfica das variáveis. Observa-se na Figura 5.2, a formação dos grupos de variáveis para CP1: TDS, DT, SUL, SAL, CE e CL no lado direito do gráfico com conteúdo mineral. Na CP2, as variáveis ficaram agrupadas no lado superior foram SST, TURB e TEMP na parte inferior OD e PH demonstrando a relação inversamente proporcional, com parâmetros químicos. A CP3 está DQO e DBO, com matéria orgânica dissolvida.

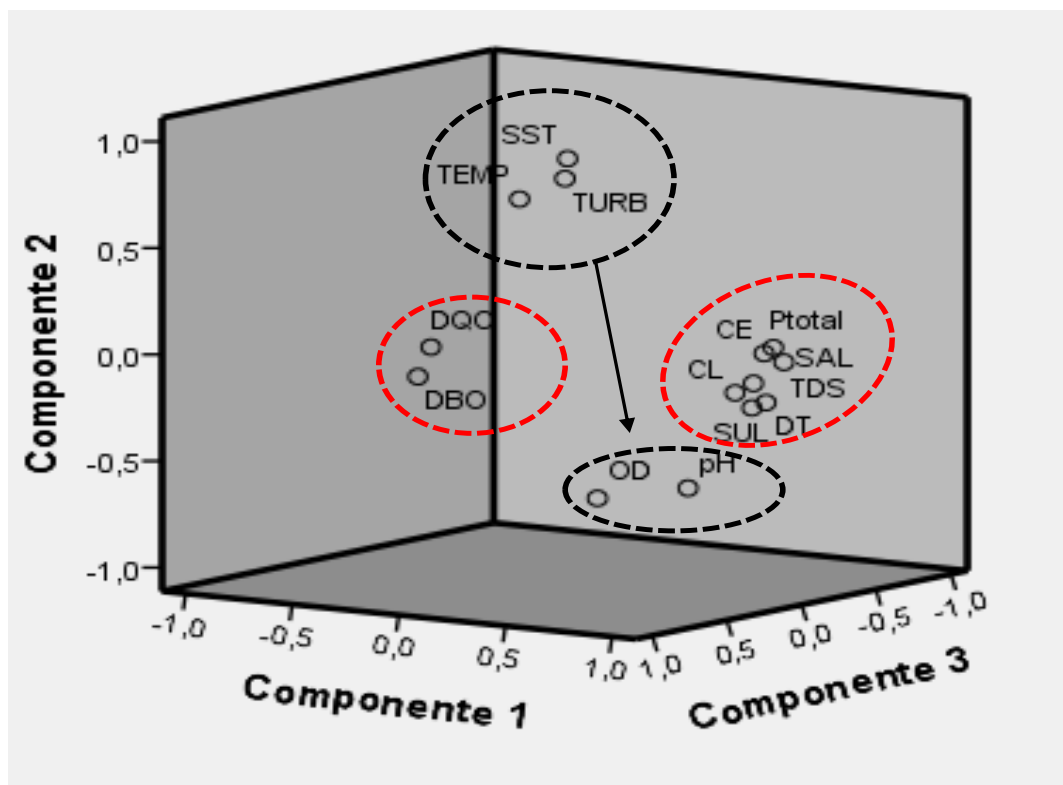


Figura 5.2. Cargas dos três fatores com rotação ortogonal pelo método Varimax

O parâmetro sólido total dissolvido teve grande contribuição na condutividade elétrica que se relaciona com salinidade e dureza (KUMARESAN e RIYAZUDDIN, 2008). Esses parâmetros podem estar sendo influenciados provavelmente pela lixiviação intensa dos sais acumulados no solo, principalmente no riacho da Onça, em virtude das atividades agrícolas no perímetro irrigado Califórnia (RESENDE et al., 2014).

O pH e OD apresentaram valores negativos, em relação ao CP2. Águas eutrofizadas apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), formação de algas, e elevando os valores da turbidez, temperatura. Richter (2009), cita que águas com elevadas concentrações na cor, turbidez e sólidos dissolvidos, aumentam os custos de tratamento, diminui a vida útil dos filtros nas estações de tratamento, fazendo subir os valores pagos pelos consumidores em geral.

Para avaliar as concentrações dos parâmetros químicos e sua influência no rio São Francisco foi utilizado séries temporais e diagramas de caixa (Box plot) com intuito de auxiliar a interpretação dos dados. (Figura 5.3). Dentre eles tem-se a condutividade elétrica, que demonstrou valores elevados no riacho das Onça, rio Betume e drenagem do Betume (Figura 5.3A), considerando que a CE reflete a concentração de íons em solução (WETZEL et al., 2001). Valores similares foram encontrados para a condutividade elétrica no riacho Jacaré em Sergipe, mas ainda não apresenta risco de salinização do solo. (LUCAS et al., 2014)

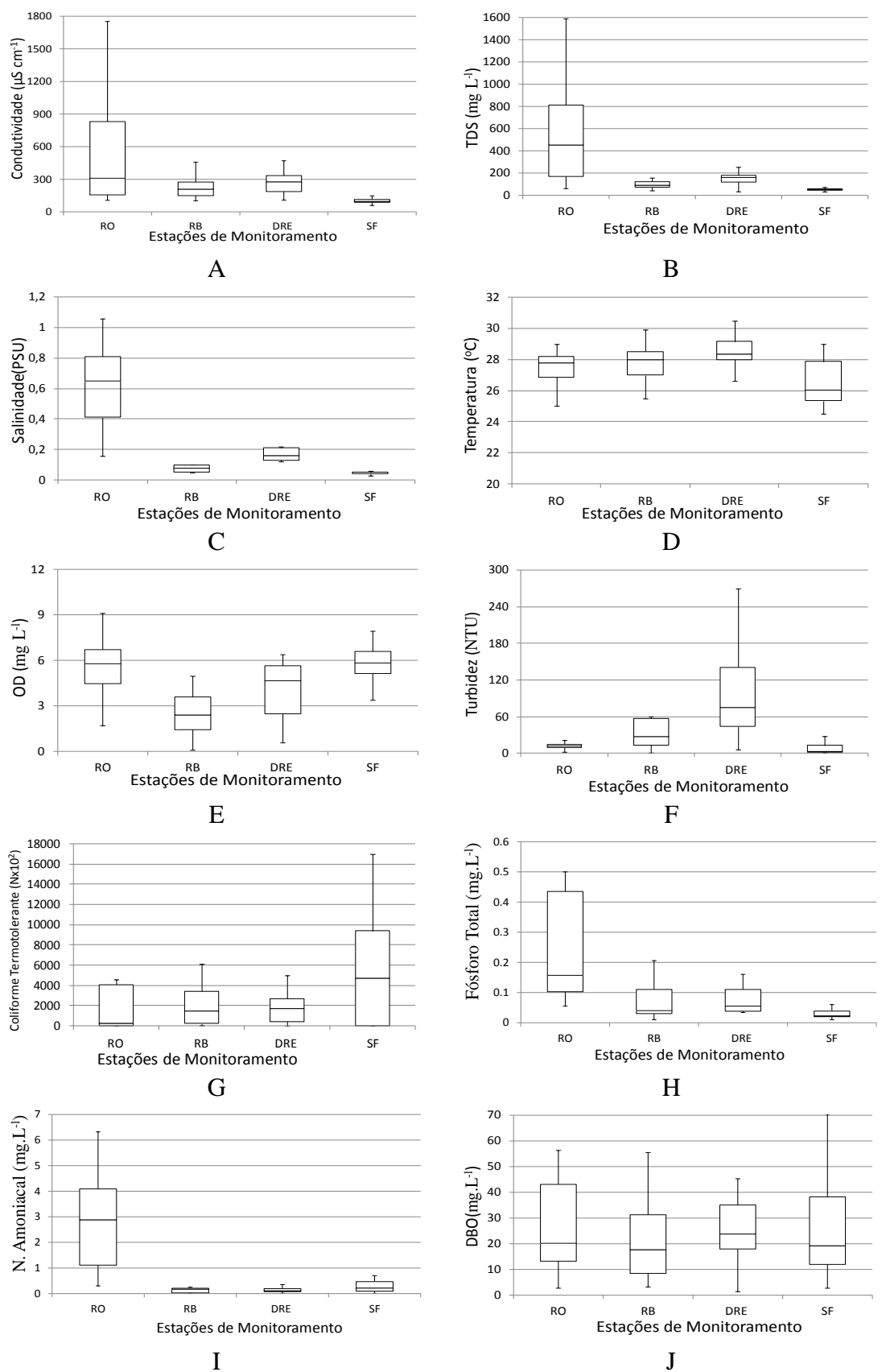


Figura 5.3. Distribuição por Box Plot dos Parâmetro de Qualidade da água no Riacho da Onça (RO), rio Betume (RB), Drenagem do Betume (DRE) e rio São Francisco (SF), Sergipe

Provavelmente no riacho da Onça esta concentração de sais solúveis na água, pode está relacionado ao nível fluviométrico ser mais baixo nesta bacia hidrográfica. Valores similares aos observados neste estudo foram relatados no rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, que foi caracterizado como de água com baixa qualidade e fortes atividades antrópicas naquele local (BLUME et al., 2010).

Zamberlan (2007) comparou a qualidade da água proveniente de quatro mananciais (Várzea, Solos, Madame e Área Nova)concluindo que a descarga de sólidos está diretamente relacionada a valores elevados de condutividade elétrica. Sendo assim, os altos valores encontrados para os sólidos totais dissolvidos TDS na água do riacho da Onça (Figura 5.3B), pode estar relacionado a drenagem superficial de áreas rurais que apresentam como possível efeito poluidor a salinidade.

O excesso de sais em solos do perímetro irrigado Califórnia pode ser uma consequência do manejo inadequado e uso exagerado de água na irrigação. Sendo assim o assoreamento dos drenos naturais nos talvegues naturais, promovem o escoamento do excesso de água da irrigação e das chuvas e está contribuindo para os altos valores de salinidade detectados no riacho da Onça (Figura 5.3C). Isso revela a necessidade de mudança de comportamento dos agricultores quanto ao manejo da irrigação e do solo (AGUIAR NETTO et al., 2007)

Plamondona et al. (1991) em seu trabalho em regiões de Oxapampa no Peru observou um significativo aumento na temperatura da água e modificações nas concentrações de pH e oxigênio dissolvido em locais onde ocorreu remoção de vegetação. A ausência de áreas de proteção permanente, como também os despejos do esgoto doméstico nas regiões de estudo esta contribuindo para o aumento da temperatura da água (Figura 5.3D), e diminuindo a concentração de OD (Figura 5.3E), nos afluentes do rio São Francisco.

Conforme Langanke (2010), a eutrofização provoca uma coloração turva nos corpos d'água e reduz os valores de oxigênio dissolvido. Com o aumento da concentração de nutrientes o crescimento e a multiplicação do fitoplâncton (Algas), favorece o aumento da turbidez da água, que pode ser observado na drenagem do Betume (Figura 5.3F).

Na região hidrográfica do rio Pardo - RS, os principais problemas ambientais detectados dizem respeito à contaminação orgânica e eutrofização da água, basicamente em função das variáveis fosfato, coliformes termotolerantes e turbidez (MORETTO, 2011). As bactérias coliformes termotolerantes são indicadoras de poluição por esgotos domésticos. Esta evidência se torna realidade nas margens do rio São Francisco, com a presença de bares e prainha que são utilizados pelos moradores das cidades ribeirinhas, contribuindo para os índices elevados de coliforme termotolerante (Figura 5.3G). Alves (2007), enfatiza que sua

presença indica risco da ocorrência de outros microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desenteria bacilar e cólera.

Outro parâmetro da qualidade da água é o fósforo, que na água não é tóxico, mas possibilita acelerar processos de eutrofização, e foi constatado índices elevado no riacho da Onça, que sofre influência das atividades rurais (Figura 5.3H). Quando este encontra-se associado a compostos de nitrogênio, em grandes quantidades nos corpos d'água (Figura 5.3I), causa um crescimento excessivo das algas, o que pode prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática (LOBO et al., 2010).

A presença de áreas agrícolas, e a drenagem da água do perímetro irrigado Califórnia por fontes difusas, para o riacho da onça, evidencia o elevado índice de fósforo e nitrogênio, durante o período de monitoramento. Segundo Vasco et al. (2011), na bacia hidrográfica do rio Poxim as concentrações de fósforo cresceram no período chuvoso, possivelmente pela a drenagem de áreas agrícolas nesta região.

A presença da matéria orgânica já foi percebido durante os valores encontrados durante o monitoramento dos rios em estudo. Os elevados valores de DBO, confirmam o processo de esgotamento do oxigênio na água, que poderá provocar o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (Figura 5.3J). Fica evidenciado através dos parâmetros analisados neste estudo, que há um processo de degradação, tanto dos afluentes, como do rio São Francisco, provocado pela expansão das atividades agrícolas e o esgoto doméstico que margeiam os rios de estudo.

Vale salientar que este monitoramento vem ressaltar as condições de vida da maioria destes produtores dos Perímetros irrigados, que não possuem água potável e nem esgoto sanitário, e utiliza a água bombeada do rio São Francisco para irrigação, em suas residências e sem o tratamento adequado. A falta de assistência técnica, a baixa produtividade, a exploração dos atravessadores na venda de seus produtos, a falta de apoio das prefeituras, corroborando para o desinteresse e o empobrecimento dos irrigantes na sustentabilidade ambiental e econômica da região.

5.6. CONCLUSÕES

Aplicação de ferramenta estatística combinadas com os dados de monitoramento, possibilita o pesquisador identificar suas correlações e desvios, e avaliar as suas relações com os parâmetros de qualidade da água no meio ambiente.

A aplicação da Análise Fatorial ao conjunto de variáveis resultou na seleção de três fatores que representam os parâmetros físico-químico da qualidade da água dos rios em estudo. A rotação ortogonal Varimax dos fatores mostrou que as variáveis da qualidade da água estão relacionadas principalmente com o conteúdo mineral, nutricional, matéria orgânica e grau de poluição.

O perímetro irrigado Califórnia pode estar comprometendo a qualidade da água do riacho da onça, principalmente quando observa-se os elevados valores de salinidade, OD, fósforo, nitrogênio e DBO, e assim comprometer a sustentabilidade deste manancial.

Para o perímetro irrigado Betume percebe-se que o manejo da cultura do arroz está provocando a eutrofização, em virtude do aporte de fertilizantes como nitrogênio e fósforo, que possibilita o crescimento mais intenso de seres vivos que utilizam estes nutrientes, especialmente as algas, prejudicando seriamente o abastecimento público e a irrigação.

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido e as altas temperaturas dos mananciais do rio Betume e drenagem do Betume, está relacionado a ausência de áreas de proteção permanente, como também os despejos do esgoto doméstico nas regiões de estudo do Baixo São Francisco.

Conforme Langanke (2010), a eutrofização provoca uma coloração turva nos corpos d'água e reduz os valores de oxigênio dissolvido. Com o aumento da concentração de nutrientes o crescimento e a multiplicação do fitoplâncton (Algas), favorece o aumento da turbidez da água, que pode ser observado na drenagem do Betume (Figura 5.3F).

O uso de modelos estatísticos para analisar os resultados dos parâmetros físico-químicos, pode demonstrar a problemática nos perímetros irrigados Betume e Califórnia no Baixo São Francisco quanto ao manejo e qualidade da água dos mananciais.

5.7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao projeto Águas do São Francisco, patrocinado pela PETROBRAS por meio do programa PETROBRAS socioambiental.

5.8. REFERENCIAS

AGUIAR NETTO, A. O .A.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V. ; BARROS, A. C; CAMPECHE L. F. S. M.; BANCO , F. F.; Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. **Ciência Rural**, v.37, n.6, nov-dez, 2007.

AGUIAR NETTO, A. O., MENDONÇA FILHO, C. J. M., ROCHA, J. C. S. **Águas de Sergipe: reflexões sobre cenários e limitações In: Meio Ambiente: distintos olhares.** São Cristóvão : Universidade Federal de Sergipe, 2010, p. 39-70.

ALVES, J. D. P. H. ; GARCIA, C. A. BORGES; AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. ; SANTOS, Danielle Barros ; BEZERRA, Débora Santos Silva ; Barbosa ; COSTA, A. S. Rio Poxim: Qualidade da água e suas variações sazonais **Anais....** Apresentação de Trabalho/Simpósio. 2007.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. O.; Assessment of the surface water quality in the upland of Acaraú watershed, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Rural**, 37 (6), 1791-1797 ,2007.

BARROS, A.C; AGUIAR NETTO, A.O.; SANTA ROSA, Y.R; MELO, A.S; BRITO, M.C.B; Qualidade da Irrigação por Microaspersão em Pomar de Banana (Musa spp.) fertirrigado, **Revista Magistra**, Cruz das Almas-BA, v. 20, n. 2, p. 197-203, abr./jun., 2008.

BLUME, K.K.; MACEDO, J.C.; MENEGUZZI, A.; SILVA, L.B.; QUEVEDO, D.M. & RODRIGUES, M.A.S. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4. p. 1185-1193, 2010.

CORRAR, L. J. DIAS FILHO, J. M.; PAULO, E., **Análise Multivariada: para os cursos de administração, ciências contábeis e economia.** São Paulo: Editora Atlas. 541 p, 2007.

COSTELLO, A. B; OSBORNE, J. W. Best practices in exploratory factor analysis: Four recommendations for getting the most from your analysis. **Practical Assessment Research & Evaluation**, 10, 7, p. 13-24, 2005.

COTRIM, M. E. B.; **Avaliação da Qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão de Iguaçu com vistas ao abastecimento Público.** 236p Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear - Materiais). Universidade de São Paulo, 2006.

FACCIOLI, G.G.; NETO, E. L. M; OLIVEIRA, R. P. **Caracterização da Demanda Evapotranspirométrica de Neópolis-SE**, Livro Águas do São Francisco/Ariovaldo Antonio Tadeu Lucas e Antenor de Oliveira Aguiar Netto (organizadores). - São Cristóvão: Editora UFS, 2011.pag. 233.

FERREIRA, R. A.; SILVA-MANN, R.; ARAGÃO, A. G.; REZENDE, A. M. S.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS, P. L.; CARVALHO, S. V. A., **As Áreas Ciliares Na Região Do Baixo Rio São Francisco: Processo De Ocupação E Sua Recuperação.** EDITORA UFS - Universidade Federal de Sergipe – UFS. São Cristóvão. 2011.

FRANÇA, M. S.; **Análise Estatística Multivariada dos Dados de Monitoramento de Qualidade de Água da Bacia do Alto Iguaçu: Uma Ferramenta para a Gestão de Recursos Hídricos**, Mestrado em Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná, Curitiba 2009.

GIRÃO, E. G. ANDRADE, E. M.; ROSA, M. F.; ARAÚJO, L. F. P.; MEIRELES, C. M.; Water quality assessment of the Jaibaras River, Ceará, Brazil using principal component analysis. **Revista Ciência Agronômica**, 2007. 38(1), 17-24.

HOLANDA, F. S. R.; ROCHA, I. P. DA; OLIVEIRA, V. S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, p.570-575, 2008.

KUMARESAN, M; RIYAZUDDIN, P., Factor analysis and linear regression model (LRM) of metal speciation and physico-chemical characters of groundwater samples. **Environmental Monitoring and Assessment**, 138(1-3) 65-79. doi: 10.1007/s10661-007-9761-8, 2008.

LANGANKE, ROBERTO. **Eutrofização**. Disponível no site: http://eco.ib.usp.br/lepac/conservacao/ensino/des_eutro.htm#. Acessado em 25/07/2010.

LOBO, E. A.; WETZEL, C. E.; ECTOR, L.; KATOH. K.; BLANCO, S.; MAYAMA, S. Response of epilithic diatom community to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. **Limnetica**, Espana. 2010. v. 29, n. 2, p 323-34.

LUCAS, A. A. T , MOURA, A.S.A., AGUIAR NETTO, A. O, Faccioli, G.G., Sousa, O.F., Qualidade da Água no Riacho Jacaré, Sergipe Brasil usada para Irrigação **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada** v.8, nº. 2, p. 98 - 105, 2014.

MARTINS, D.M. F.; CHAGAS, R. M., MELO NETO, J.O.; MÉLLO JÚNIOR, A.V.; , Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.15, n.9, p.1054–1061, Campina Grande, PB.2011.

MINGOTI, S.A., **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG: Belo Horizonte, 2005.

MORETTO, D. L., CALIBRAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) PARA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO, RS, BRASIL. Mestrado na Área de Concentração Gestão e Tecnologia Ambiental, **Anais...**, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, Santa Cruz do Sul, maio de 2011.

OUYANG, Y. **Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis** . Water Research, 39, p. 2621-2635, 2005.

PLAMONDONA, A.P.; RUIZB, R.A.; MORALESC, C.F.; GONZALEZD, M.C.; Influence of protection forest on soil and water conservation (Oxapampa, Peru). **Elsevier Science Publishers B.V.**, 1991. 38:227- 238.

RAMOS JUNIOR, A. B. S.; CRUZ, M. J. M; Variabilidade Espaço-Temporal de Parâmetro Físico-Químico e Metais Pesados no Rio São Paulo, Município de candeias, Bahia. **Revista Geociências**, São Paulo, UNESP, v. 31, n. 4, p. 622-637, 2012.

RESENDE, R.S; AMORIM, J. R. A. ; CRUZ, M. A. S.; MENESES, T.N, Distribuição espacial e lixiviação natural de sais em solos do Perímetro Irrigado Califórnia, em Sergipe. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v.18, p.S46–S52, 2014.

RICHTER, C. A.; **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Edgard Blücher. 2009. 1 ed. 352 p.

RODRIGUES, E. R. D.; HOLANDA, I. B. B.; CARVALHO, D. P.; BERNARDI, J. V. E; MANZATTO, A. G.; BASTOS, W. B.; Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na área urbana da cidade de Porto Velho, Rondônia, **Revista Scientia Amazonia**, v. 3, n.3, 97-105, 2014.

SCHAGERL, M. BLOCH I, ANGELER D.G, FESL C. ;The use of urban clay-pit ponds for human recreation: assessment of impacts on water quality and phytoplankton assemblages. **Environmental Monitoring and Assessment**, 165, 283–293. doi 10.1007/s10661-009-0945-2, 2010.

SERGIPE. **Programa de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido Sergipano**. Documento Conceptual do Projeto. Governo do Estado de Sergipe. 2004.

SOJKA, M. SIEPAK M, ZIOŁA A, FRANKOWSKI M, MURAT-BŁAZEJEWSKA S, SIEPAK J.et al., Application of multivariate statistical techniques to evaluation of water quality in the Mała Węlna River (Western Poland). **Environmental Monitoring and Assessment**, 147(1-3), 159-170. doi: 10.1007/s10661-007-0107-3, (2008).

SONG, M. W. et al., Water quality of a tributary of the Pearl River, the Beijiang, Southern China: implications from multivariate statistical analyses. **Environmental Monitoring and Assessment**, 172, 589-603, 2011.

THEBALDI, M. S.; SANDRI, S.; FELISBERTO, A. B.; ROCHA, M. S; NETO, S. A; Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.15, n.3, p.302–309, 2011.

VASCO, A. N. BRITTO, F. B., PEREIRA, A. P. S., MELLO JUNIOR, A. V., GARCIA, C. A. B., NOGUEIRA, L. C.; Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, 6(1), p. 118-130, 2011.

WANG, L et Al. (2011), Analysis and evaluation of the source of heavy metals in water of the River Changjiang. **Environmental Monitoring and Assessment**, 173, 301-313. doi: 10.1007/s10661-010-1388-5,2011.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**.New York: Springer-Verlag, 2001. 391 p.

YEUNG, I.M.H. Multivariate analysis of the Hong Kong Victoria Harbour water quality data. **Environmental Monitoring and Assessment**, N° 59, p. 331-342, 1999.

ZAMBERLAN, João Fernando. Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação.**Anais...**88p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

ZENG, X.; RASMUSSEN, T. C. Multivariate statistical characterization of water quality in Lake Lanier, Georgia, USA. **Journal Environmental Quality**, v.34, p.1980-1991, 2005.

CAPÍTULO 6

ANÁLISE DE AGRUPAMENTO DOS PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO - SERGIPE

6.1. RESUMO

Nas últimas décadas o rio São Francisco teve sua paisagem alterada, com a instalação de hidrelétricas e barragens, comprometendo a reprodução dos peixes, o desmatamento desenfreado, o avanço dos perímetros irrigados, as queimadas e os esgotos das cidades que são despejados, sem tratamento e poluem toda bacia hidrográfica. Neste contexto, surge a necessidade de buscar meios para compreender e monitorar os mananciais, através de parcerias com os órgãos estaduais. Desta forma, no período de 2013 e 2014, foram feitas campanhas em 11 mananciais do Baixo São Francisco, em Sergipe que tem como objetivo avaliar a qualidade da água e suas relações com o meio ambiente. Com os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram calculados o Índice de Qualidade da Água e Índice Estado Trófico. A qualidade da água dos rios Betume e Jacaré está comprometida considerando o valor encontrado para Índice de Qualidade da Água, que pode estar associada ao despejo de efluentes doméstico das cidades ribeirinhas. Outro fato, é a tendência de eutrofização do riacho Jacaré, rio Santo Antônio, rio dos Pilões, rio Papagaio e rio Capivara demonstrado pelo alto valor do índice de estado trófico (IET) no período chuvoso. Vale salientar, a importância de identificar as similaridades entre os mananciais estatisticamente, sendo assim, observou-se por análise de agrupamento uma associação do rio Betume com rio Santo Antônio, rio Pilões e rio São Francisco, no período chuvoso, como também, o riacho da Onça com drenagem do Betume; o rio Santo Antônio com rio Pilões, apresentando proximidades com relação a sua distância euclidiana, e demonstrando que é possível haver relações de similaridade entre mananciais distintos relacionados a seus parâmetros de qualidade da água. Finalmente o uso da Análise Fatorial ao conjunto de variáveis resultou na seleção de cinco fatores indicadores da qualidade da água dos mananciais do Baixo São Francisco monitorados que estão relacionados principalmente com o conteúdo mineral, matéria orgânica, escoamento superficial e grau de poluição. Portanto a importância do uso de ferramentas, que demonstrem índices de qualidade da água, deve ser estimulado pelos órgãos de controle e assim consiga-se controlar o uso múltiplos do Baixo São Francisco e preservar sua sustentabilidade econômica, social e ambiental.

Palavras-Chave: Monitoramento ambiental, eutrofização, análise fatorial e agrupamento.

6.2 ABSTRAT

In the past few years, São Francisco River had its landscape changed, with the installation of a hydroelectric and dams, compromising fish reproduction, uncontrollable deforesting, fires and the cities' sewages which are dumped in treatment and pollutes the entire hydrographical basin. In this context, it emerges the need of searching means to understand and monitoring water sources, through state public agencies partnership. This is why, from 2013 to 2014, it was performed campaign in 11 water sources of Baixo São Francisco, in Sergipe, which aimed at assessing the water quality and its relations to the environment. With the results of physical-chemical and microbiological parameters, it was possible to calculate the Water Quality Index and Trophic State Index. The water quality of Betume and Jacaré Rivers is compromised, considering the Water Quality Index rate found, which can be associated to the dumping of domestic effluent of towns close to the river. Another fact is the tendency of eutrophication of Jacaré Creek, Santo Antônio River, Pilões River, Papagaio River and Capivara River demonstrated the high rate of TSI during wet periods. It is worth to mention the importance of statically identifying the similarities among water sources, hence, it was observed the grouping of an association of Betume River with Santo Antônio River, Pilões River and São Francisco River, in wet periods, as well as Onça Creek with Betume's draining; Santo Antônio River with Pilões River, presenting proximities in relation to its distance, and demonstrating that it is possible to exist similarities among distinct water sources related to their parameter of water quality. Finally, the use of Factor Analysis to a set of variables resulted in the selection of five indicative aspects of the monitored Baixo São Francisco's water sources water quality which are mainly related to mineral content mineral, organic matter, superficial flow and pollution degree. Therefore, the importance of using the tools which demonstrate water quality indexes should be stimulated by public agencies, thus, controlling the multiple uses of Baixo São Francisco and preserving its economic, social and environmental sustainability.

Keywords: Environmental monitoring, eutrophication, factor analysis and grouping.

6.3. INTRODUÇÃO

A preservação da qualidade das águas é essencial ao equilíbrio aquático e para o abastecimento da população. Juntamente com as mudanças climáticas e a segurança alimentar, a segurança da água é um dos maiores desafios do século 21. No Fórum Econômico Mundial, em seu relatório Riscos Globais 2012, a água foi identificada como um dos cinco principais riscos para a saúde social, econômica e ambiental (The Royal Academy of Engineering, 2012).

Diante deste contexto, os problemas relativos à qualidade da água envolvem um espectro bastante amplo dentro das áreas de estudo hidroambiental e na determinação das potenciais fontes de contaminação resultantes de disposições inadequadas dos resíduos líquidos e sólidos, de natureza doméstica e industrial, alterações provocadas por empreendimentos para geração de energia (barragens), resfriamento de águas de termoeletricas, além das práticas agrícolas e de criação de animais em pequenas áreas nas bacias urbanas. Todas essas ações antropogênicas acarretam impactos que se inter-relacionam com os processos naturais que ocorrem na bacia hidrográfica (VASCONCELOS et al., 2011).

Porém, pode-se destacar, que o rio São Francisco ainda produz uma relação de beleza que deixa a todos maravilhados. A sua foz, as cidades ribeirinhas com suas múltiplas personalidades, a caatinga no trecho final percorrido entre Pão de Açúcar e Piranhas-Alagoas, produz contemplação e admiração, mas deve-se ter consciência que as ações antrópicas, o assoreamento e a eutrofização do rio está bem avançado, para isso torna-se necessário a realização de estudos e a criação de um sistema de monitoramento da qualidade da água no baixo São Francisco e seus afluentes, bem como dos processos relacionados à dinâmica da linha costeira na região da foz (NASCIMENTO et al., 2013).

Além disso, os resultados da qualidade da água, podem contribuir na elaboração de planos de gestão sobre a conjuntura dos recursos hídricos, de maneira que a comunidade participe e entenda as reais condições de eutrofização do baixo São Francisco e suas implicações para o meio ambiente, caso não haja nenhuma interferência.

Porém, esta dificuldade de entendimento por parte da comunidade sobre a qualidade da água, está relacionado ao grande número de parâmetros físico-químicos gerados no monitoramento. Para isto há diversos métodos que utilizam parâmetros consolidados que podem fornecer estas informações.

Diante disso, este trabalho utilizará indicadores de qualidade de água como Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice Estado Trófico (IET), como também, aplicou-se a técnica

de estatística multivariada com análise de agrupamento e de componentes principais (ACP) com o objetivo de identificar a similaridade de variáveis determinantes da qualidade das águas nos mananciais do baixo São Francisco.

6.4. MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A região do Baixo São Francisco ocupa uma área de 32.013 km², abrangendo quatro estados: Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas, correspondendo à menor porção dentre as quatro subdivisões fisiográficas (MARTINS et al., 2011). O rio apresenta uma extensão de 247 km e está situado no trecho entre a cidade de Paulo Afonso, Estado da Bahia e a sua foz, perfazendo um total de 210km no sentido oeste-leste.

Com o intuito de identificar a qualidade da água do baixo São Francisco foram monitorados durante o período 2013 e 2014, na estação chuvosa e seca, rios, riachos, barragem e canais de drenagem, conforme sua localização (Tabela 6.1).

Tabela 6.1. Localização dos pontos de monitoramento do baixo São Francisco

Item	Descrição	Código	Coordenadas (UTM)	
1	RIACHO DA ONCA	RIOONCA	766368	8847251
2	RIO SÃO FRANCISCO	RIOFRAN	765497	8850429
3	RIO BETUME	RIOBETU	763227	8848837
4	DRENAGEM BETUME	DRENAGE	766368	8847251
5	RIO JACARE	RIOJACA	648443	8928109
6	BARRAGEM JACARÉ CURITUBA	BARRAG	637595	8927861
7	RIACHO JACARE	RIAJACA	731155	8866518
8	RIO SANTO ANTONIO	RIOSNTO	755417	8846168
9	RIO PILÕES	RIOPILO	740175	8852688
10	RIO PAPAGAIO	RIOPAPA	742109	8829536
11	RIO CAPIVARA	RIOCAPI	687262	8903676

Os resultados do monitoramento de água superficial para o rio Santo Antônio, rio Pilões, rio Papagaio, rio Capivara e riacho Jacaré foram fornecidas pelo Instituto Tecnológico de Pesquisa do Estado de Sergipe (ITPS) e Superintendência de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe (SRH). Os demais mananciais foram monitorados em campanhas mensais (Figura 6.1).

Nitrato	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,011	mg NNO ³ .L ⁻¹
N-Amoniacal	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,039	mg NH ³ .L ⁻¹
Dureza Total	SMEWW, 2012, 2340 B	–	mg CaCO ³ .L ⁻¹
Clorofila	Determinação espectrofotométrica	0.001	µg.L ⁻¹
Sulfatos	Cromatografia iônica (US EPA 300.0)	0,050	mg SO ₄ .L ⁻¹
Ferro Total	AAS	0,023	mg Fe. L ⁻¹
Sódio	AAS	0,044	mg Na.L ⁻¹
Coliformes Termoterantes	SMEWW9221B	–	NMP.100mL ⁻¹
Temperatura	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	-	°C
Cloreto	SMEWW,4500-CL B	2,42	mg Cl.L ⁻¹
Condutividade	Sonda Multiparâmetros HANNA - HI9829	–	µS.cm ⁻¹

Fonte: Laboratório ITPS e LQA e Sonda Multiparâmetros.

As atividades de coleta e análise laboratoriais foram executadas durante o período chuvoso e seco, totalizando 4 campanhas, iniciando em março de 2013 e finalizando em dezembro de 2014. Portanto as campanhas atingiram os períodos de cheias e estiagem das regiões em estudo.

Para avaliar os parâmetros físico-químicos foi utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA), que é uma forma empírica utilizada para dar respostas sobre a qualidade das águas, numa escala numérica de 0 a 100, sendo que, quanto mais elevado este número, melhor a qualidade das águas (BABAEI SEMIROMI, 2011).

O IQA é composto por nove parâmetros e seus pesos conforme Tabela 6.3, entre eles tem-se: oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes (CT), potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), temperatura da água (T), nitrogênio total (N), fósforo total (P), turbidez (Tu), sólidos totais dissolvidos (STD).

Tabela 6.3. Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivo peso

Parâmetros de Qualidade da Água	Peso (w)
OD	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
DBO	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
STD	0,08

Fonte: CETESB (2008)

O IQA adotado foi o mesmo da CETESB (2008) que é uma adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation (NSF) o qual é determinado pelo produto ponderado dos valores obtidos para os parâmetros mencionados acima conforme Equação 6.1.

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i \cdot w_i \quad \text{eq. 6.1}$$

em que:

IQA = Índice de Qualidade de Água;

q_i = qualidade do parâmetro " i " obtido pela curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade (0-1).

Os valores do IQA variam de 0 a 100 com faixas de classificação especificadas de acordo com a categoria e a ponderação conforme Tabela 6.4.

Tabela 6.4. Faixa de Valores do IQA e seu significado quanto ao abastecimento público

Categoria	Ponderação	Significado
Ótima	$100 \geq IQA \geq 80$	
Boa	$80 \geq IQA > 52$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Aceitável	$52 \geq IQA > 37$	
Ruim	$37 \geq IQA > 0$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados
Péssima	$20 \geq IQA > 0$	

Fonte: CETESB,2008.

Outro indicador é o Índice do Estado Trófico que foi modificado por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as Equações 6.2 e 6.3:

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20 \quad \text{eq. 6.2}$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20 \quad \text{eq. 6.3}$$

em que:

PT = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em mg.L^{-1} ;

CL = concentração de clorofila-*a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

O resultado final do IET corresponde à média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila-*a*, conforme Equação 6.4:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2 \quad \text{eq.6.4}$$

Na interpretação dos resultados, os pontos foram classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual (Tabela 6.5). Assim, para cada ponto, foram utilizadas as médias aritméticas das concentrações de fósforo total e clorofila-*a* para cálculo do IET (PT) e IET (CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila.

A técnica de análise multivariada vem sendo empregada na classificação dos parâmetros de qualidade das águas em grupos semelhantes e que expressassem respostas hidroquímicas com tendências similares. Dentre estas, a análise de agrupamento via processamento no software SPSS 13.0 (Statistical Package for the Social Sciences) está sendo utilizadas por diversos pesquisadores (SINGH et al., 2004; PALÁCIO, 2004) das mais diferentes partes do globo.

Tabela 6.5. Faixa de Valores do IET e seu significado quanto ao abastecimento público

Categoria	Ponderação	Significado
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios de florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: CETESB (2008); LAMPARELI (2004)

A técnica de agrupamento hierárquico associa as amostras entre si, produzindo um dendograma, onde as amostras semelhantes são agrupadas segundo as variáveis escolhidas. Na sua interpretação, quanto menor a distância entre os pontos maior a semelhança entre as amostras. A maneira mais simples de procurar agrupamentos no espaço n-dimensional consiste em agrupar os pares de pontos que estão mais próximos, usando a distância euclidiana, e substituí-los por um novo ponto localizado na metade da distância entre eles (ANDRADE et al., 2009).

Segundo Cruz et al. (2011), os principais métodos de agrupamento hierárquicos são: o método do vizinho mais próximo, o método do vizinho mais distante, o método UPGMA (Unweighted Pair-Group Method using Arithmetic Averages), o método do centróide, o método da mediana (ou WPGMA) e o método da variância mínima de Ward. Todos esses métodos operam sobre a matriz de distâncias, dispensando recorrer aos dados originais.

Segundo Hair et al. (2005), o método de Ward consiste em um procedimento de agrupamento hierárquico no qual a medida de similaridade usada para juntar agrupamentos, é calculada como a soma de quadrados entre os dois agrupamentos feita sobre todas as variáveis. Esse método é mais recomendado, pois tende a formar agrupamentos de tamanhos aproximadamente iguais devido a sua minimização de variação interna. Em cada estágio, combinam-se os dois agrupamentos que apresentarem menor aumento na soma global de quadrados dentro dos agrupamentos.

A Análise de Componentes Principais (ACP) é uma técnica estatística multivariada que propõe reduzir dimensionalmente um conjunto de dados que apresentam muitas variáveis inter-relacionadas. Os dados originais são definidos em um novo conjunto de variáveis chamados de componentes principais (LIMA et al., 2011). Segundo Figueiredo-Filho et al. (2010), o principal objetivo da rotação dos fatores é tornar o resultado empírico encontrado mais facilmente interpretável, conservando as suas propriedades estatísticas. A fim de gerar resultados melhores em relação à interpretação foi aplicada a rotação ortogonal dos fatores pelo método Varimax que tem como objetivo de maximizar a participação das variáveis com maior contribuição para cada fator, tornando suas cargas mais altas e, reduzir a participação de variáveis com contribuições menores, tornando suas cargas menores, para cada fator.

6.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O uso dos recursos ambientais, na maioria das vezes, sem nenhum planejamento, provoca a degradação, comprometendo assim a qualidade de vida das futuras gerações, desconsiderando completamente uma das premissas básicas do desenvolvimento sustentável,

tão difundida pelos órgãos de gestão e desenvolvimento mundiais, que consiste em explorar os recursos naturais sem comprometer a qualidade de vida da geração presente e futura (OLIVEIRA et al., 2010). Neste contexto o uso de ferramentas de monitoramento como IQA e IET pode colaborar no controle dos ecossistemas principalmente na região do baixo São Francisco.

Aproximadamente 50% dos recursos hídricos monitorados no período chuvoso (Figura 6.2), estão com sua qualidade da água no nível aceitável, ou seja, na região limítrofe com tendência de diminuição do IQA, que pode está relacionado ao crescimento demográfico das cidades ribeirinhas e suas ações antrópicas no meio ambiente. Resultados semelhantes de IQA no período chuvoso foram obtidos por outros autores (PINHEIRO e LOCATELLI, 2006; ZANINI et al., 2010; ALVES et al., 2012).

Dentre os mananciais avaliados no período chuvoso, o rio Betume foi o que apresentou o IQA de 34, considerado pela CETESB (2008) como qualidade da água ruim. Esta condição ocorreu principalmente pelas alterações dos parâmetros, entre eles: coliforme termotolerante com valor acima de 36.000 ($N \times 10^2$) e OD com $1,99 \text{ mg.L}^{-1}$, provocado pela lixiviação dos esgotos das comunidades desta região.

Para o período seco em 2013, vale destacar o rio Jacaré, que apresentou IQA de 28, considerado ruim, esta condição, pode está relacionada diretamente a poluição provocada pela cidade de Poço Redondo, que apresentou alteração significativa dos seus parâmetros: coliforme termotolerantes, acima de 13.000 (NMP), nitrato (10 mg.L^{-1}), Ptotal ($0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) e OD ($2,25 \text{ mg.L}^{-1}$) conforme apresentado na Figura 6.2. Durante o monitoramento observou-se a presença de macrófitas aquática que são indicadores de atividade química ou da decomposição de um sistema natural. Alguns problemas decorrentes deste processo de eutrofização são o estímulo ao crescimento excessivo de algas, acarretando a redução do oxigênio dissolvido, aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica e deterioração da qualidade da água (GARCIA et al., 2014).

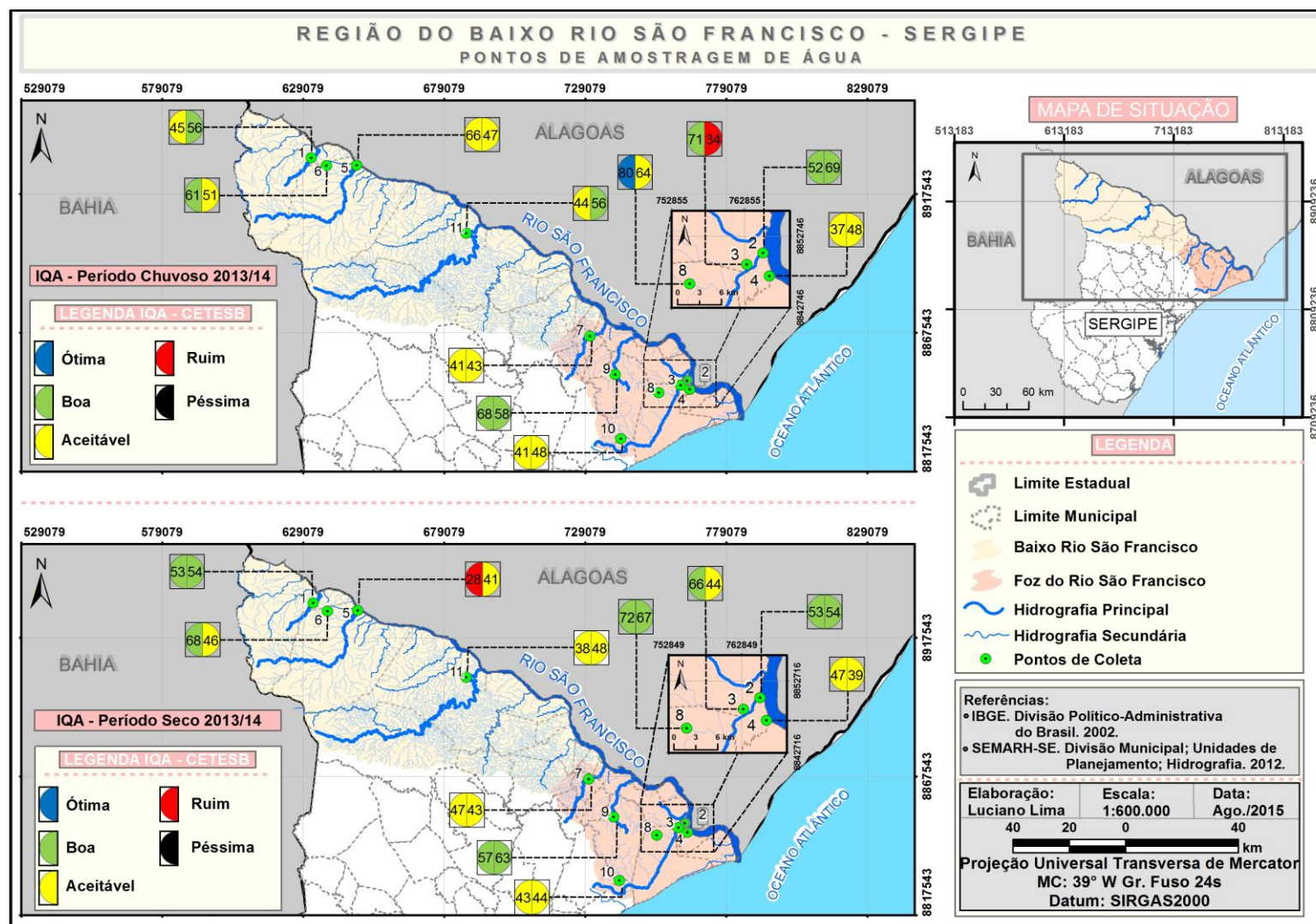


Figura 6.2. Índice de Qualidade da Água dos recursos hídricos do baixo São Francisco para 2013 e 2014 em Sergipe.

O enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água está associado ao aumento da produtividade primária e a ocorrência do desenvolvimento excessivo de algas ou macrofitas aquáticas, podendo prejudicar o uso para o abastecimento, produção de energia, recreação e proteção da vida aquática, o uso na irrigação entre outros diversos problemas (MARIANE, 2006; DINIZ, 2006). Portanto a importância de outro índice de monitoramento, como IET, possibilitando uma avaliação complementar das reais condições do comprometimento destes mananciais.

Durante o período chuvoso em 2013, observou-se que 36% dos mananciais apresentaram IET acima de 60 conforme Tabela 6.5. Pode-se destacar o rio Capivara, que apresentou uma condição hipereutrófica com IET de 81, influenciado pelos elevados índices de clorofila e fósforo total. Porém em 2014, mais de 45% dos mananciais apresentaram hipereutrófico com IET acima de 77 (Figura 6.3). Esta condição está relacionado as atividades agrícolas, dos perímetros irrigados que aumentam as concentrações de fósforo com uso de agrotóxico e fertilizantes. Esta elevação no aporte de P_{total}, no corpo de água é justificável pelo mecanismo do escoamento superficial, frequentemente ocorrido nos períodos chuvosos, principalmente, em solos desprovidos de vegetação ou com predominância de cobertura rasteira, resultado similar foi obtido, dentre outros trabalhos, por Taniguchi et al. (2005) e Alves et al. (2012).

Entretanto, com o período seco, as baixas precipitações e redução das atividades agrícolas, 64% em 2013 e 36% em 2014 dos mananciais apresentaram um IET satisfatório conforme Figura 6.3. Vale destacar que a capacidade de recuperação dos mananciais é limitada, principalmente quando as ações antrópicas e os processos de eutrofização estão em ascensão, comprometendo a qualidade das águas tanto para o consumo humano, quanto para a conservação da biodiversidade local. Durante uma expedição feita no baixo São Francisco por pesquisadores entre os Estados de Sergipe e Alagoas, estas ações antrópicas no leito e margens do rio, pode ser bastante perceptível (NASCIMENTO et al., 2013).

Neste estudo, há um grande número de variáveis e mananciais analisados, no baixo São Francisco dificultando a análise, comparação e interpretação dos parâmetros físico-químicos. Para contornar esta situação foi utilizada uma técnica estatística multivariada, denominada Análise de Agrupamento (Cluster Analysis), e assim minimizar tais dificuldades. Esta técnica está sendo utilizada em diversos estudos hidrológicos, hidrometeorológicos e hidroquímicos (KELLER-FILHO, 2005; ZENG e RASMUSSEN, 2005; YANG et al., 2010; ALEXANDRE et al., 2010; RAZMKHAH et al., 2010; ZHANG et al., 2010).

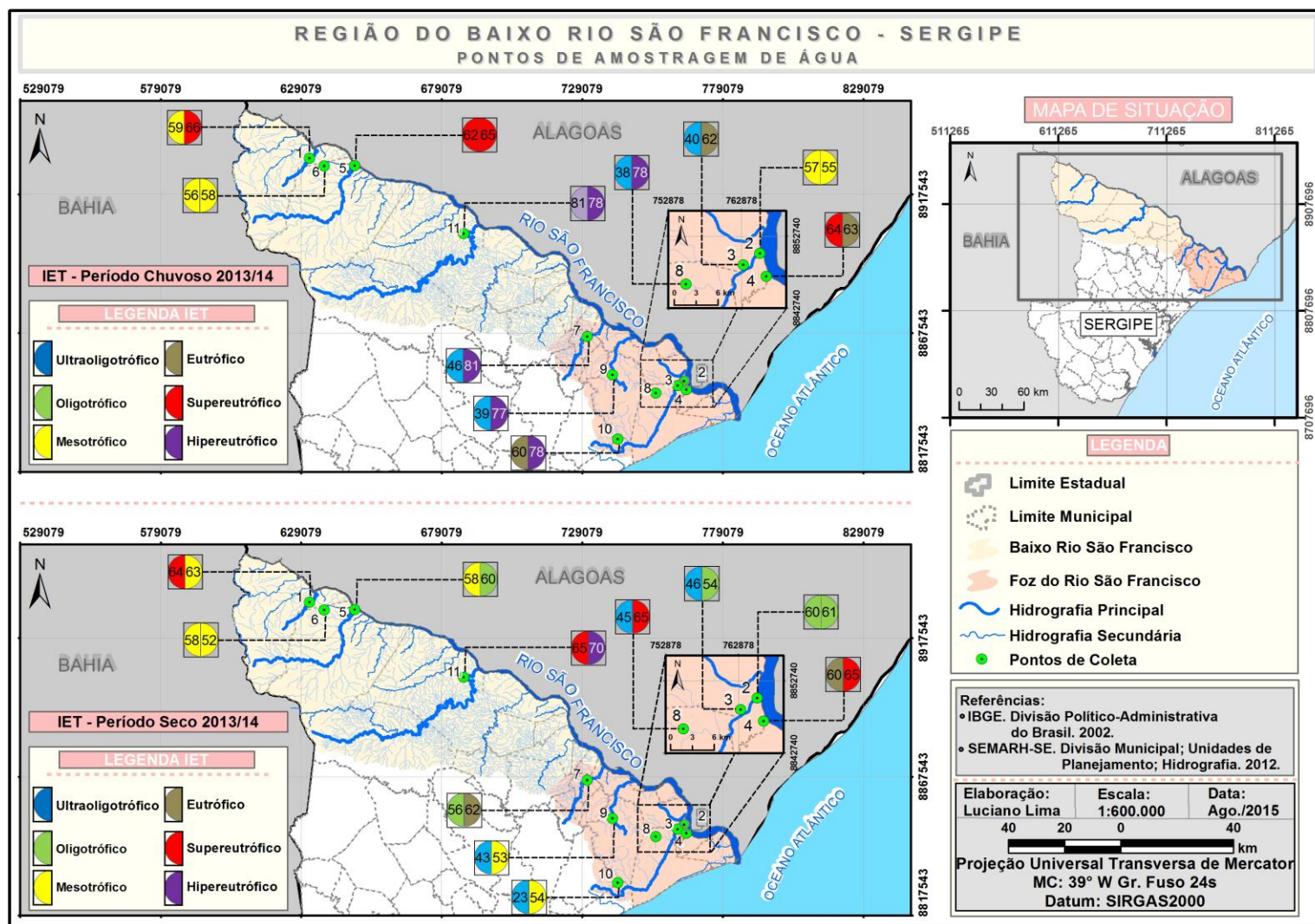


Figura 6.3. Índice de Estado Trófico dos recursos hídricos do baixo São Francisco para 2013 e 2014 em Sergipe

Os resultados referentes ao período chuvoso conforme o dendograma da Figura 6.4, demonstram a formação de quatro grupos (1, 2, 3 e 4). O Grupo 1 ficou formado por 2 subgrupos que são A-B-C e D-E. A distância euclidiana do subgrupo A-B-C possuem uma melhor aproximação com 20,51, quando comparado com D-E. Houve maior aproximação na formação dos grupos 1 e 2 com distância entre os mesmos de 47,71 em relação ao grupo 3 e 4 que distanciou 93,75. Esta aproximação está relacionada a semelhança dos parâmetros físico-químicos dos mananciais em estudo.

O agrupamento 1A, foi formado pela drenagem do Betume 2013 e 2014 (3-14), grupo 1B pela barragem do Jacaré-Curituba 2013 e 2014 (11-22) e o grupo 1D pelo rio Papagaios 2013 e 2014 (9-20), que apresentaram associação esperada nos parâmetros físico-químicos, além do mais, durante o monitoramento pode-se verificar uma diminuição das ações antrópicas nestas regiões, confirmado na estabilização dos resultados para os parâmetros físico-químicos (Figura 6.4). Outro fato interessante foi à relação do grupo 1A, formado pela drenagem do Betume 2013 e rio Betume 2014 (3-15). Este grupo está localizado no perímetro irrigado Betume, onde predomina a rizicultura. A drenagem é formada pelo escoamento das áreas inundadas, durante a colheita. Portanto, pode-se verificar uma associação entre estes mananciais, em virtude da similaridade da maioria dos parâmetros físico-químicos e estatisticamente, pela distância euclidiana quadrada de 3,19.

O rio Santo Antônio é uma afluente do rio Betume (4-7) e pelo dendograma obteve uma aproximação de 2,36, que indica também a associação dos parâmetros pH, fósforo total, nitrato, amoniacal, OD, temperatura, clorofila e IET. Ainda se tem no grupo 1, o rio Betume 2013 com rio Pilões 2013 (4-8) e também com rio São Francisco 2014 (4-13). Estes rios apresentaram distância euclidiana de 3,43 e 2,37 respectivamente, demonstrando que há uma tendência de similaridade das características físico-químicas e microbiológicas, no período chuvoso, para DBO, pH, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, temperatura e IQA.

No grupo 2 foi composto por riacho da Onça 2013 e rio São Francisco 2013 (1-2), com distanciamento entre eles de 16,68, que representam uma transição indicando estatisticamente uma mudança nas características físico-químicas e microbiológicas, isto pode ser visto para Grupo 3 e 4 que também não apresentam semelhança em suas características.

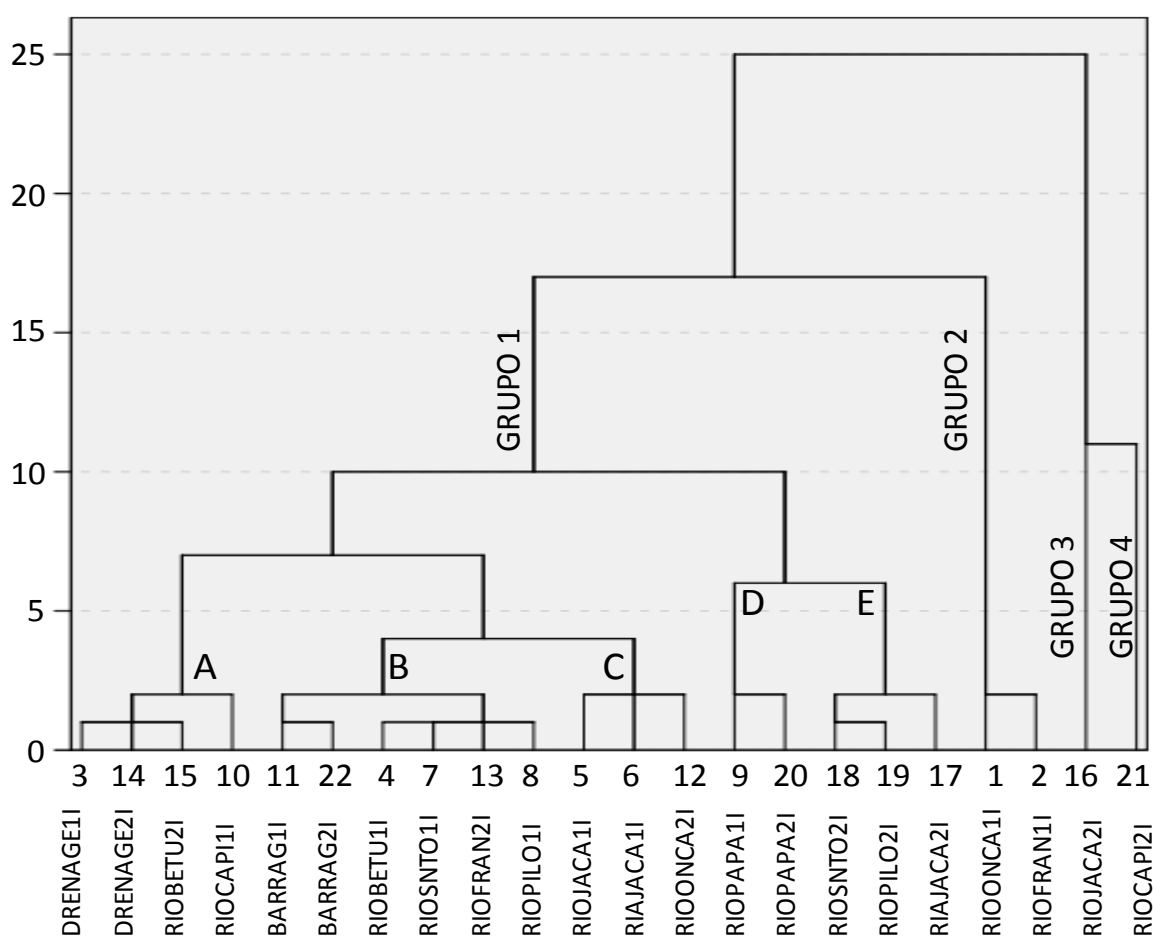


Figura 6.4. Análise de agrupamento hierárquico das variáveis determinadas no período chuvoso de 2013(1) e 2014(2) nos mananciais do baixo São Francisco

Já os resultados referentes ao período seco conforme o dendrograma da Figura 6.5, demonstram a formação de quatro grupos (1, 2, 3 e 4). O Grupo 1 ficou formado por três subgrupos que são A-B-C. O ponto de amostragem drenagem do Betume 2014 do grupo 2(14), foi considerado *outlier* porque apresentou no dendrograma um distanciamento maior em relação ao grupo 3 e 4 e manteve-se isolado (Figura 6.5). O mesmo aconteceu com o rio Jacaré 2014 (16) com distância elevadas em relação aos mananciais.

O grupo 1A foi formado pelo rio São Francisco 2013 e 2014 (2-13), que no período seco apresentou associação esperada nos parâmetros físico-químicos (Figura 6.5). Outro ponto analisado, foi a relação do grupo 1A, formado pelo riacho da Onça 2013 e drenagem do Betume 2013 (1-3). Locais distintos e extremos, que segue uma tendência de aproximação euclidiana com valor 3,14. Para o rio Santo Antônio 2013 com rio Pilões 2014 (7-19) encontram-se na região semiúmida, e sua distância euclidiana de 3,67, com seus parâmetros semelhantes de DBO, OD, pH, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, temperatura,

clorofila e IQA. Pode-se observar o isolamento do rio Jacaré 2013 (5) e rio Papagaios 2013 (9) com distância de 38,64, mostrando que além do afastamento observado, as características físico-químicas e microbiológicas no período seco foram distintas. Trabalhos semelhantes fizeram estas análises de agrupamento (MEDEIROS, 2012; MOURA et al., 2010).

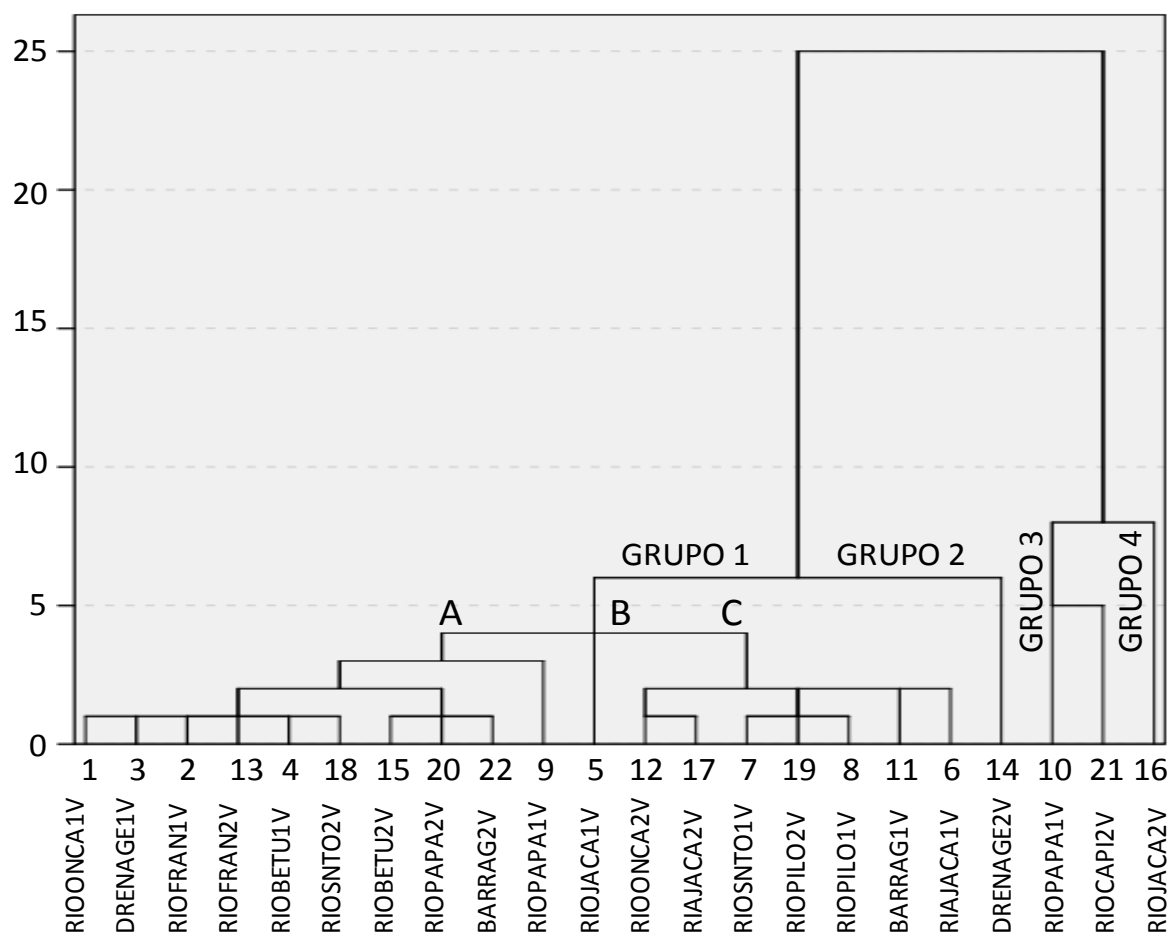


Figura 6.5. Análise de agrupamento hierárquico das variáveis determinadas no período seco de 2013(1) e 2014(2) nos mananciais do baixo São Francisco

Segundo Souza e Vicinni (2005), a ACP realiza a transformação de um conjunto de variáveis iniciais, que são correlacionadas entre si, em outro conjunto de variáveis não correlacionadas (ortogonais), chamadas componentes principais. Segundo Figueiredo-Filho et al. (2010), o principal objetivo da rotação dos fatores é tornar o resultado empírico encontrado mais facilmente interpretável, conservando as suas propriedades estatísticas. A fim de gerar resultados melhores em relação à interpretação foi aplicada a rotação ortogonal dos fatores pelo método Varimax. Para isto na Tabela 6.2, estão apresentados 17 parâmetros, no qual a temperatura foi retirada por apresentar valor com baixa significância estatística.

Sendo assim, no primeiro fator as variáveis mais importantes foram condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, dureza, os ânions (cloreto, sulfato) e o cátion (sódio), representando o conteúdo mineral da água, portanto, importantes para a caracterização da qualidade da água do baixo São Francisco (Tabela 6.6). Este fator aponta que os parâmetros sólidos totais dissolvidos tiveram grande contribuição na concentração dos íons, além disso, a condutividade elétrica relaciona-se com STD e dureza (Kumaresan e Riyazuddin, 2008). Esses parâmetros também podem representar influências do aporte natural devido à penetração da água salina pela ação das correntes marítimas ou pela salinidade do solo nos perímetros irrigados (ALVES et al., 2007).

Tabela 6.6. Matriz de análise fatorial de componentes rotacionados para as variáveis de qualidade da água do baixo São Francisco

Variáveis	Componente				
	1	2	3	4	5
Condutividade Elétrica	0,98	0,04	0,09	0,15	-0,03
Cloreto	0,97	-0,09	0,10	0,13	-0,08
Sódio	0,96	-0,11	0,02	0,14	-0,11
STD	0,96	0,17	0,03	0,15	0,00
Dureza	0,95	-0,08	0,00	0,20	-0,08
Sulfato	0,80	-0,01	0,51	0,06	-0,06
pH	-0,02	0,97	-0,01	-0,02	0,09
OD	-0,02	0,95	0,01	-0,04	-0,13
DBO	-0,04	0,94	-0,03	-0,09	0,23
Amônia	0,18	-0,06	0,91	0,01	0,02
Coliformes Termotolerante	0,09	-0,12	0,88	0,17	0,08
Nitrato	0,00	0,47	0,73	-0,13	0,01
Clorofila-a	0,21	-0,16	-0,20	0,91	-0,06
IET	0,15	-0,05	0,08	0,88	0,23
Fósforo Total	0,35	0,02	0,31	0,84	-0,04
IQA	0,04	-0,04	-0,19	-0,29	-0,86
Turbidez	-0,11	0,43	0,02	-0,24	0,71
Ferro	-0,25	-0,46	-0,23	0,07	0,56

No segundo fator, as variáveis em destaque foram pH, OD e DBO. Em ambientes com pouco OD e elevada quantidade de matéria orgânica (DBO) tornam-se propícios ao desenvolvimento de organismos mais adaptados a estas condições, mas com tendência à perda de biodiversidade aquática (ALVARENGA et al., 2012; BÁRBARA et al., 2010). No terceiro fator, pode-se observar a relação de amônia, coliforme termotolerante e nitrato, que de acordo com Oliveira et al. (2010), nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados, também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio, entre eles, o

íon nitrato que é um dos nutrientes limitantes da vida aquática, podendo indicar a possibilidade de eutrofização do corpo hídrico e a amônia que provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente e como consequente deterioração da qualidade do corpo d'água.

Para o quarto fator, confirma a relação de IET com Clorofila e Fósforo Total para avaliação do estado trófico dos mananciais. O processo de eutrofização consiste num aumento da fertilidade dos ambientes aquáticos, provocado pela entrada excessiva de nutrientes, principalmente, fósforo total e nitrogênio. Os nutrientes provêm dos diferentes usos dos solos nas bacias hidrográficas e o aumento de sua concentração na água, que tem como consequência a perda da qualidade (XAVIER, 2005).

O quinto fator indica a relação do IQA, turbidez e ferro. As águas que contêm ferro caracterizam-se por apresentar cor elevada e turbidez baixa. Porém quando ocorre alta turbidez nos mananciais, reduz-se a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e algas, diminuindo os valores de IQA, que por sua vez, suprime a produtividade de peixes, reduzindo as comunidades biológicas aquáticas. Além disso, pode afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água (CETESB, 2008).

6.6. CONCLUSÃO

Na região que ocorreu o monitoramento dos mananciais do baixo São Francisco, os resultados de IQA, revelam que mais de 50%, apresentam tendência no comprometimento da qualidade da água em virtude das ações antrópicas. Vale enfatizar, que os valores dos parâmetros físico-químicos, como OD, coliformes termotolerantes e nitrato na região dos rios Betume e Jacaré não atendem o padrão de qualidade Classe 2 do CONAMA 357/2005.

Os valores para IET, demonstram também, um comprometimento na qualidade da água, através da eutrofização do riacho Jacaré, rio Santo Antônio, rio dos Pilões, rio Papagaio e rio Capivara. Os valores de P_{total} e clorofila-*a* estiverem acima dos limites estabelecido pela resolução do CONAMA 357/2005.

Durante o período chuvoso, a análise de agrupamento demonstrou relação de associação entre seus parâmetros físico-químicos do rio Betume com os rios: Santo Antônio, Pilões e São Francisco. Isto deve estatisticamente a distância euclidiana quadrada menor que 3,5, que indica uma tendência de similaridade das características físico-químicas e microbiológicas. Da mesma forma, esta relação de associação ocorreu durante o período seco, no riacho da

onça com drenagem do betume; no rio Santo Antônio com rio Pilões, que apresentaram proximidades euclidiana com distancia inferior a 3,7.

A aplicação da Análise Fatorial e a rotação ortogonal Varimax dos fatores observou-se que as variáveis da qualidade da água estão relacionadas principalmente com o conteúdo mineral, matéria orgânica (eutrofização), escoamento superficial e grau de poluição.

O monitoramento do baixo São Francisco, aliado ao uso de ferramentas que demonstram índices de qualidade da água e análise estatística, pode-se proporcionar uma melhor interpretação dos resultados, quando se abrangem um grande número de variáveis físico-químicas e microbiológicas relacionado a diversos mananciais.

6.7. AGRADECIMENTOS

À Secretaria de estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Estado de Sergipe (SEMARH), órgão colaborador no fornecimento de parâmetros físico-químicas e microbiológicas de alguns afluentes do rio São Francisco, que possibilitou a execução desse trabalho.

6.8. REFERENCIAS

ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de prevenção ambiental. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 228-240, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.987>.

ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M. de; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; FERREIRA, A. C. da S. ,“The water quality investigation using GIS and multivariable analysis in a semiarid region reservoir”. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 4, 2010, p. 554-561.

ALVES, J. D. P. H. ; GARCIA, C. A. BORGES; AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. ; SANTOS, Danielle Barros ; BEZERRA, Débora Santos Silva ; Barbosa ; COSTA, A. S. Rio Poxim: Qualidade da água e suas variações sazonais **Anais....** Apresentação de Trabalho/Simpósio. 2007.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Revista Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, p. 115–124, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000100014>.

ANDRADE, E.M.; GIRÃO, E, G; ROSA, R,M , CHAVES, L.C.G.; MENDONÇA,M.A.B; MEIRELES, A.C.M.; Avaliação da Qualidade das Águas no Açude Ayres de Souza pelo Emprego da Estatística Multivariada,**Anais... XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídrico**, 2009.

BABAEI SEMIROMI, F; HASSANI, A H; TORABIAN, A; KARBASSI, A R e HOSSEINZADEH LOTFI, F. Water quality index development using fuzzy logic: A case study of the Karoon River of Iran. **Africa Journal Biotechnol.** 2011 Disponível em: [http://www.academicjournals.org/ajb/PDF/pdf2011/5Sep/Babaei%20Semiromi %20 et %20al.pdf](http://www.academicjournals.org/ajb/PDF/pdf2011/5Sep/Babaei%20Semiromi%20et%20al.pdf).

BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista de Biociências**, UNITAU, v. 16, n. 1, p. 57-72, 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Brasil, Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso 10 jan.2015.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2008. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em maio de 2014.

CRUZ, C. D.; FERREIRA, F. M.; PESSONI, L. A. **Biometria aplicada ao estudo da diversidade genética**. Visconde do Rio Branco: Suprema, 2011. 620p.

DINIZ, C. R.; BARBOSA, J. E. L.; CEBALLOS, B. S. O. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semi-árido Paraibano. **Revista de biologia e ciências da terra**, João Pessoa – PB, v. especial, n. 1, p. 1-19, 2006.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. D. Visão além do alcance: uma introdução à análise fatorial. **Revista Opinião Pública**, v. 16, n. 1, p. 160-185, 2010.

GARCIA, C. A.B, SANTOS, G. P. , GARCIA, H. L.; QUALIDADE DA ÁGUA NA CARCINICULTURA NA GRANDE ARACAJU-SERGIPE XIV **Anais...Safety, Health and Environment World Congress** July 20 - 23, 2014, Cubatão, BRAZIL.

HAIR, J. F., ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C.. **Análise multivariada de dados**. Trad. Adonai S. Sant’Anna e Anselmo C. Neto. 5 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

KELLER FILHO, T.; ASSAD, E. D.; LIMA, P. R. S. de R.; “Regiões pluviometricamente homogêneas no Brasil”. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 4, p. 311-322, 2005.

KUMARESAN, M; RIYAZUDDIN, P. ; Factor analysis and linear regression model (LRM) of metal speciation and physico-chemical characters of groundwater samples. **Environmental Monitoring and Assessment**, 138(1-3) 65-79. doi: 10.1007/s10661-007-9761-8, 2008.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de Trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em:<[www.teses.usp.br/teses/disponiveis /41/.../Tese Lamparelli2004.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/.../TeseLamparelli2004.pdf)>. Acesso em: 05 de jul. de 2011.

LIMA, M O; SANTOS, E C O; DE JESUS, I M; MEDEIROS A C; DO CARMO, C F F e ALVES, C N. Assessment of Surface Water in Two Amazonian Rivers Impacted by

Industrial Wastewater, Barcarena City, Pará State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**. 1493-1504, 2012. Disponível em: http://www.sgponline.com.br/homo_jbcs/site/default.asp?ed=33.

MARIANE, C. F. **Reservatório Rio Grande: Caracterização Limnológica da Água e Biodisponibilidade de Metais-traço no Sedimento**. 139 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MARTINS, D.M. F.; CHAGAS, R. M., MELO NETO, J.O.; MÉLLO JÚNIOR, A.V.; , Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.15, n.9, p.1054–1061, Campina Grande, PB.2011.

MEDEIROS, A.C.; **Obtenção do IQA para avaliação da qualidade da água em rios dos municípios de Abaetetuba e Barcarena (PA)**. Belém (PA), 130p. Dissertação, Engenharia Civil-Universidade Federal do Pará, 2012.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P.; A Qualidade de Água como Indicador de Uso e Ocupação do Solo: Bacia do Gama – Distrito Federal **Química Nova**, Vol. 33, No. 1, 97-103, 2010.

NASCIMENTO, M. C., Ribeiro Júnior C. E., Aguiar Netto, A.O.; **Relatório técnico da campanha de avaliação das mudanças socioambientais decorrentes da regularização das vazões no baixo Rio São Francisco** /– Maceió, AL, 2013, 175p.

OLIVEIRA, C. N., CAMPOS, V. P., MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, v 33, n 5, 2010.

PINHEIRO, A.; LOCATELLI, N. D. Evoluções espaciais e temporais da qualidade das águas dos mananciais superficiais da bacia do Itajaí. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, p.71-77, 2006.

PALÁCIO, H. A. Q. **Índice de qualidade de água na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu – Ce**, Dissertação (Mestrado em irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.

RAZMKHAH, H.; ABRISHAMCHI, A.; TORKIAN, A.; “Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran)”. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 852-860, 2010.

SINGH, K.P. *et al.* Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (Índia) - a case study. **Water Research**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004.

SOUZA, A.M.; VICINI, L. **Análise Multivariada da Teoria à Prática**. Santa Maria: UFSM, CCNE, Caderno didático, 2005, 215p.

TANIGUCHI, G.M.; BICUDO, D.C.; SENNA, P.A.C. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifíton em uma lagoa da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP, v. 28, p. 137-147, jan.-mar. 2005.

THE ROYAL ACADEMY OF ENGINEERING. **Engineering the future of water: Review of 2011 discussion series** London, 2012.

VASCONCELOS, V. de M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011.

XAVIER, C. F. **Avaliação da Influência do Uso e Ocupação do Solo e de Características Geomorfológicas sobre a Qualidade das Águas de dois Reservatórios da Região Metropolitana de Curitiba**. 2005. 167f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Pós Graduação em Ciências do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

YANG, Y. H.; ZHOU, F.; GUO, H. C.; SHENG, H.; LIU, H.; DAO, X.; HE, C. J.; “Analysis of spatial and temporal water pollution patterns in Lake Dianchi using multivariate statistical methods”. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2010.

ZANINI, H. L. T.; AMARAL, L. A.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Revista Engenharia Agrícola**, v.30, p.732-741, 2010.

ZENG, X.; RASMUSSEN, T. C.; Multivariate statistical characterization of water quality in Lake Lanier, Georgia, USA. **Journal Environmental Quality**, v. 34, p. 1980-1991, 2005.

ZHANG, X.; “Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong”. **Environmental Monitoring and Assessment**, 2010.

CAPÍTULO 7

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados dos parâmetros físico-químicos para demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrato, sólidos totais dissolvidos (STD), condutividade elétrica, cloretos, fósforo, clorofila-a e coliformes termotolerantes apresentaram valores fora do padrão estabelecido pelo CONAMA 357/2005, classe 2.

O riacho da Onça apresentou valores mais críticos no período seco em relação ao rio Betume, caracterizando uma tendência de eutrofização do ambiente aquático. Para o rio São Francisco pode-se destacar que os parâmetros, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes, no período seco, apresentaram valores acima do limite estabelecido pelo CONAMA/2005. A presença de coliformes indica uma tendência de contaminação da água por efluentes domésticos e/ou agropastoris.

Os meios de produção nas margens do riacho da Onça, rio Betume e rio São Francisco vem influenciando a qualidade da água e a sustentabilidade ambiental desta região. A continuidade do monitoramento da qualidade da água possibilitará a identificação de ações antrópicas na região, e assim preservar e proteger o corpo hídrico de possíveis contaminações do meio ambiente e dos habitantes.

Políticas públicas, podem incentivar produtores de alimentos, a desenvolver programa de práticas de manejo do solo, objetivando o uso racional e a melhoria da qualidade da água das Bacias Hidrográficas da região, beneficiando os recursos hídricos e as comunidades.

Os agrotóxicos detectados no riacho da Onça foram: clorpirifós, atrazina, ivernectina e ciproconazole, oriundos das práticas agrícolas do perímetro irrigado Califórnia. Somente o Atrazina está inserido no CONAMA 357/2005, com limite máximo permitido na água de $2\mu\text{gL}^{-1}$, os demais princípios ativos, não estão contemplados pela referida resolução.

No rio Betume, foram encontrados os agrotóxicos, clorpirifós, tetraconazole e tebuconazole, que apresentaram valores abaixo do limite permitido, quando comparados com os padrões de ingestão diária aceitável (IDA) da ANVISA e EPA. Mas, de acordo com normas da Comunidade Europeia, as concentrações de tebuconazole e clorpirifós estão acima do padrão estabelecido, que é de $0,1\mu\text{g L}^{-1}$ para qualquer agrotóxico.

Através da simulação de cenários utilizando o modelo SWAT pode-se observar o comportamento dos agrotóxicos quando aplicados na água e no sedimento. A sub-bacia hidrográfica 21 apresentou maior concentração para os agrotóxicos clorpirifós, tetraconazole e tebuconazole, que pode estar relacionada às características do Neossolo.

A concentração dos agrotóxicos no sedimento apresentou baixos valores, quando comparados ao movimento na água, isto se deve a sua alta mobilidade na água e baixa retenção do solo. Vale destacar que a presença de alguns agrotóxicos na região de produção do arroz, está relacionado ao combate da doença do Brusone, por meio do fungicida Tebuconazole.

A presença destes agrotóxicos no meio ambiente pode comprometer a qualidade da água e assim causar inúmeras doenças crônicas, com sintomas iniciais diversos e comuns a outras patologias, como diarreia, diminuição de peso, irritação da pele e olhos, tontura. Portanto o exame médico direcionado a saúde ocupacional e associada aos exames complementares, podem mostrar relação entre os sintomas ditos acima e a exposição do trabalhador às substâncias tóxicas no ambiente laboral.

Novos projetos estão sendo desenvolvidos nos municípios de Canindé de São Francisco, para produção orgânica, em que os agricultores do perímetro irrigado Califórnia, produzem alimentos livres de agrotóxicos e adubos químicos. Esta alternativa reduz a presença de agrotóxico no solo e nos mananciais.

A aplicação da Análise Fatorial ao conjunto de variáveis e a rotação ortogonal Varimax dos fatores mostrou que os parâmetros de qualidade da água estão relacionados principalmente com o conteúdo mineral, nutricional, matéria orgânica e grau de poluição. Sendo assim, pode-se constatar que o perímetro irrigado Califórnia está comprometendo a eutrofização do riacho da Onça e do Perímetro Irrigado Betume com o manejo da cultura do arroz, e provocando o incremento nitrogênio e fósforo, assim ambos estão prejudicando seriamente o abastecimento público e a irrigação.

Além dos mananciais anteriormente estudados, outros foram anexados ao estudo, entre eles: rio Jacaré, rio Santo Antônio, rio Pilões, rio Papagaio, rio Capivara e Barragem do Jacaré-Curituba. Foram analisados o Índice de Qualidade Água (IQA), que revelou uma tendência de comprometimento da qualidade da água em virtude dos efluentes domésticos. Os valores dos parâmetros físico-químicos, como oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes e nitrato na região dos rios Betume e Jacaré não atenderam o padrão de qualidade Classe 2 do CONAMA 357/2005.

Para o Índice do Estado Trófico (IET), o comprometimento na qualidade da água, ocorreu através da eutrofização dos mananciais. Os resultados encontrados no P_{total} e clorofila-*a*, estão acima dos parâmetros do CONAMA 357/2005, para o riacho Jacaré, rio Santo Antônio, rio dos Pilões, rio Papagaio e rio Capivara comprometido pelas atividades agrícolas dos perímetros irrigados.

Por meio da análise multivariada do tipo agrupamento, pode-se demonstrar a relação de associação entre seus parâmetros físico-químicos do rio Betume com os demais rios: rio Santo Antônio, rio Pilões e rio São Francisco. Da mesma forma, esta relação de associação ocorreu durante o período seco, no riacho da onça com drenagem do Betume; no rio Santo Antônio com rio Pilões, que apresentaram proximidades euclidianas.